



Veranderingen in draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer voor vis

Auteurs: Joep J. de Leeuw, Joey J.J. Volwater, Jorn J.M. School

Wageningen University &
Research rapport C030/23

Veranderingen in draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer voor vis

Auteur(s): Joep J. de Leeuw, Joey J.J. Volwater, Jorn J.M. School

Wageningen Marine Research

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Marine Research en gesubsidieerd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema 'Duurzame voedselvoorziening & -productieketens & Natuur' (projectnummer BO-43-119.01-020), en door de Europese Unie, Europees Fonds voor Maritieme zaken en Visserij, Project 'Verstandig Vissen' (RVO 19103000027)

Wageningen Marine Research
IJmuiden, juli 2023

Wageningen Marine Research rapport C030/23

Keywords: draagkracht, visbestand, fosfaat, watertemperatuur, voedselweb, visserij, snoekbaars, baars, brasem, blankvoorn, spiering

Opdrachtgever: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid
T.a.v.: Frans van den Berg
Bezuidenhoutseweg 73
2594 AC Den Haag

BO-43-119.01-020 / RVO-19103000027

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/631645>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut
binnen de rechtspersoon Stichting
Wageningen Research, hierbij
vertegenwoordigd door
Drs.ir. M.T. van Manen, directeur
bedrijfsvoering

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolg schade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A_4_3_1 V32 (2021)

Inhoud

| | |
|---|-----------|
| Samenvatting | 5 |
| 1 Inleiding | 6 |
| 2 Kennisvraag | 8 |
| 3 Methoden | 9 |
| 4 Resultaten | 11 |
| 4.1 Factoren die draagkracht veranderen | 11 |
| 4.1.1 Fosfaat | 11 |
| 4.1.2 Fosfaat in relatie tot visstand en visproductie | 11 |
| 4.1.3 Relatie fosfaat en commerciële vangsten IJsselmeer en Markermeer | 13 |
| 4.1.4 Overige factoren die draagkracht beïnvloeden | 14 |
| 4.2 Veranderingen in schubvisbestanden en vangsten | 16 |
| 4.2.1 Ontwikkelingen paaibestanden per meer | 16 |
| 4.2.2 Paaibiomassa en aanlanding | 17 |
| 4.2.3 Spiering | 18 |
| 4.3 Verandering voedselbasis | 19 |
| 4.3.1 Planktivoren | 19 |
| 4.3.2 Benthivoren | 20 |
| 4.3.3 Piscivoren | 21 |
| 4.4 Vergelijking met andere meren | 23 |
| 4.4.1 Bodenmeer | 24 |
| 4.4.2 Niegocin | 25 |
| 4.4.3 Oneida | 26 |
| 4.4.4 Peipsi | 27 |
| 4.4.5 Vörtsjärv | 28 |
| 4.4.6 Koerse lagune | 28 |
| 4.4.7 Lake Michigan | 29 |
| 4.4.8 Balaton | 31 |
| 4.4.9 Synthese veranderingen in grote meren | 32 |
| 4.5 Veranderingen in groei | 33 |
| 4.5.1 Temperatuur afhankelijke groei | 34 |
| 4.5.2 Dichtheidsafhankelijke groei | 38 |
| 4.5.3 Veranderingen in groei van snoekbaars in het IJsselmeer | 38 |
| 4.6 Interacties draagkracht en predatie door vogels en visserij | 42 |
| 5 Conclusies en aanbevelingen | 46 |
| Kwaliteitsborging | 48 |
| Literatuur | 49 |
| Verantwoording | 55 |
| Bijlage 1 Statistiek veranderingen in groei | 56 |
| Bijlage 2 Schatting consumptie kleine vis door baars en snoekbaars | 58 |
| Bijlage 3 Verandering predatiedruk door snoekbaars en baars op schubvissoorten | 62 |

| | | |
|------------------|---------------------------------------|-----------|
| Bijlage 4 | Visconsumptie door vogels | 64 |
| Bijlage 5 | Mortaliteit bij fuikendiscards | 68 |

Samenvatting

In het kader van het visserijbeheer van het IJsselmeergebied wordt nieuw instrumentarium ontwikkeld om de toestand van visbestanden beter te kunnen beschrijven en visserijmaatregelen beter af te stemmen op beleidsdoelen ter verbetering van de visstand en de visserijmogelijkheden. Een belangrijke vraag daarbij is in hoeverre de draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer voor vis is veranderd. Daarbij wordt als definitie van draagkracht gehanteerd hoeveel vis maximaal kan voorkomen of kan worden geproduceerd in het IJsselmeergebied, gegeven de ecologische randvoorwaarden van het ecosysteem. In dit rapport wordt op basis van wetenschappelijke literatuur en reeds beschikbare gegevens over visstand en visserij in het IJsselmeergebied een inschatting gemaakt van veranderingen in de draagkracht sinds ca 1990 als input voor modellen die de ruimte voor een duurzame visserij onderzoeken. De belangrijkste reden achter de hypothese dat de draagkracht afgenomen is, is de fosfaatbelasting die met een factor 4-5 is afgenomen sinds 1990. Op basis van in wetenschappelijk gepubliceerde empirische vergelijkingen tussen fosfaatgehalte en visstand, visproductie en commerciële vangsten zou dan de draagkracht voor de commerciële visbestanden met een factor 2-3 afgenomen kunnen zijn. Voor de meeste soorten zien we inderdaad een afname in de visbiomassa en in de aanlandingen in die orde van grootte over de afgelopen drie decennia. Veranderingen in visgemeenschappen en commerciële visvangsten die konden worden toegeschreven aan veranderingen in fosfaatbelasting in andere grote meren in Europa en Noord-Amerika ondersteunen dat deze grootteorde realistisch is. De afname in visbestanden en commerciële vangsten volgt echter niet eenduidig de afname in fosfaat. De reden hiervoor is waarschijnlijk dat veranderingen in de visserij (zowel de totale visserijdruk als op welke soorten meer of minder gericht is gevestigd) ook van invloed zijn geweest op de bestanden en aanlandingen. Voor snoekbaars bijvoorbeeld is in recente jaren ondanks lage fosfaatconcentraties een sterke toename in visbiomassa en vangsten waargenomen na de aanzienlijke nettenreductie van 2014, waarschijnlijk doordat langdurige hoge visserijdruk in de periode voor 2014 het effect van een verandering in draagkracht grotendeels heeft gemaskeerd. Een andere indicatie voor dat draagkracht een beperkende factor voor de productie van jonge vis kan zijn is dat de groei van nuljarige vis (lengte aan het eind van het groeiseizoen) in enige mate dichtheidsafhankelijk is, dat wil zeggen dat bij grotere hoeveelheden jonge vis de groei vertraagt door concurrentie om voedsel. De groei van nuljarige vis wordt echter in veel sterkere mate bepaald door de watertemperatuur. Bij snoekbaars speelt ook een rol of spiering beschikbaar is. In het IJsselmeer groeit spiering sneller dan in het Markermeer en is spiering in sommige jaren net te groot voor nuljarige snoekbaars waardoor de groei achterblijft. In het Markermeer, waar spiering minder hard groeit, is nuljarige spiering elk jaar benutbaar. Andere factoren zoals predatie door vogels en de opkomst van invasieve soorten, zowel in de bodemfauna als vissoorten als zwartbekgrondel, spelen mogelijk ook een rol in veranderingen in draagkracht maar daarvoor werden geen eenduidige aanwijzingen gevonden.

1 Inleiding

De vraag hoeveel vis kan voorkomen of kan worden geproduceerd in een meer, ook wel de draagkracht van een watersysteem voor vis genoemd, is van belang voor zowel het visserijbeheer als het waterbeheer in bredere zin. Inzicht in veranderingen in de draagkracht door veranderingen in ecologische randvoorwaarden of de inrichting van het IJsselmeer en Markermeer zijn relevant om de ruimte voor visserij beter te kunnen beoordelen en om maatregelen voor de (ecologische) verbetering van de waterkwaliteit te kunnen evalueren en aan te scherpen. Vanuit de Europese kaderrichtlijn water (KRW) worden bijvoorbeeld eisen gesteld aan het voorkomen van bepaalde vissoorten en vanuit de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn is de productie van vis als voedselbasis voor beschermde vogels een belangrijke parameter. In het kader van het Actieplan 'Toekomstbestendig visserijbeheer IJsselmeergebied'¹ wordt nieuw instrumentarium ontwikkeld om de toestand van visbestanden beter te kunnen beschrijven en visserijmaatregelen beter af te stemmen op beleidsdoelen ter verbetering van de visstand en de visserijmogelijkheden (Tien et al. 2023). Daarbij speelt een inschatting van de draagkracht voor de (toekomstige) visbestanden een rol. Voor de verdere ontwikkeling van het modelinstrumentarium is met name van belang om inzicht te krijgen in welke mate de draagkracht voor de commercieel beviste schubvisbestanden (snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem) sinds 1990 is veranderd om effecten van visserij op bestandsontwikkelingen beter te kunnen duiden.

Het begrip draagkracht kent veel varianten van definities en toepassingen. In een ecologische context wordt de term draagkracht vaak gebruikt om een zeker maximum aan te geven van wat er aan verschillende soorten voor kan komen of kan worden geproduceerd in een ecosysteem, gegeven de fysische en biologische omstandigheden, zoals onder meer de beschikbaarheid van voedsel en van geschikte leefmilieus (del Monte-Luna et al. 2004, Chapman & Byron 2018). De centrale gedachte daarbij is dat individuen en soorten concurreren om voedsel en ruimte binnen een – al dan niet denkbeeldig – maximum dat een systeem kan produceren aan voedsel en/of bieden aan geschikte leefruimte. Het werkelijk handen en voeten geven aan het begrip draagkracht en dit eenduidig te kwantificeren is in de praktijk echter buitengewoon lastig of zelfs onmogelijk, omdat de omvang van populaties en de interacties tussen soorten en individuen een optelsom is van een hele reeks factoren die van jaar op jaar kunnen variëren (Chapman & Byron 2018). Het aangeven van een te verwachten maximum van de omvang of productie van een bestand is nog complexer wanneer meerdere fysische en ecologische randvoorwaarden van een ecosysteem gelijktijdig in verandering zijn (del Monte-Luna et al. 2004). Voor visbestanden in het IJsselmeer is dat sinds 1990 bijvoorbeeld het geval voor wat betreft nutriëntenbelasting (met name fosfaat), klimaat, vestiging van invasieve soorten (met name Ponto-Kaspische grondels) en veranderingen in visserijdruk (Noordhuis 2010, De Leeuw et al. 2008, De Leeuw & Van Donk 2020a).

Hoewel de absolute draagkracht zelf vaak moeilijk of onmogelijk te bepalen is, zijn er verschillende mogelijkheden om te onderzoeken in hoeverre er veranderingen in draagkracht voor vissen zijn opgetreden. Ten eerste kan gekeken worden of er indicaties zijn voor veranderingen in de omvang van bestanden of in de (veronderstelde) productie die redelijkerwijs samenhangen met veranderingen in de nutriëntenhuishouding en/of productie van het voedselweb (figuur 1). Uit de literatuur is reeds bekend dat fosfaat een belangrijke rol speelt in aquatische ecosystemen en dat visbestanden, visproductie en commerciële vangsten vaak een verband vertonen met de hoeveelheid fosfaat (Hanson & Leggett 1982, Knösche & Barthelmes 1998, Downing et al. 1990, Downing & Plante 1993, Håkanson & Boulion 2001). De rol van visserij in het bepalen van veranderingen in draagkracht is niet eenduidig. Enerzijds is visserij direct afhankelijk van de hoeveelheid vis die aanwezig is en van de visproductie, anderzijds reduceert visserij door het onttrekken van vis, dus verlaging van het (maximale) bestand, de concurrentie tussen individuen en/of soorten waardoor de visproductie vaak hoger is dan in onbeviste bestanden. Zolang visserijdruk gelijke tred houdt met veranderingen in draagkracht zouden veranderingen in visbestanden, visproductie en commerciële vangsten

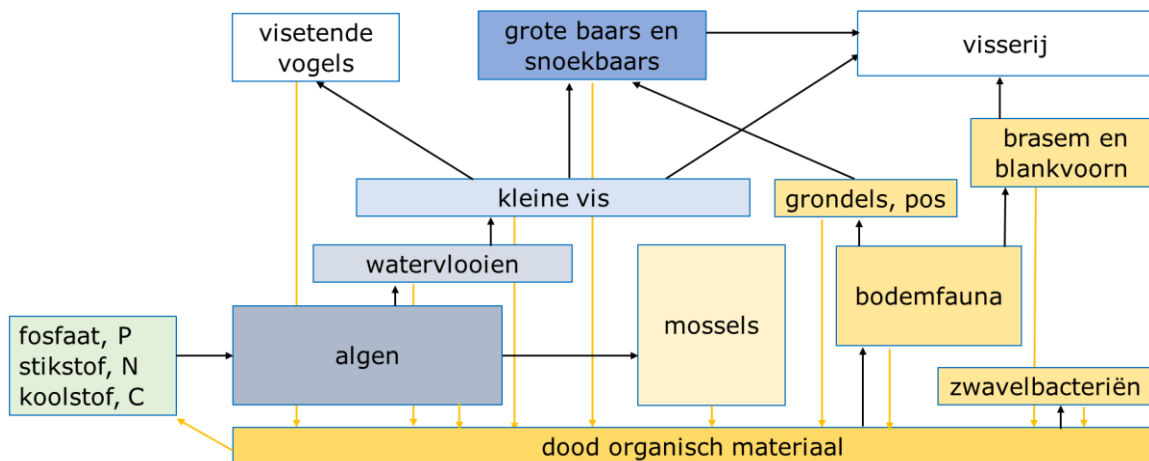
¹ Kamerstukken 31710, nr. 71, en 29664, nr. 71, inclusief bijlagen

vergelijkbare signalen kunnen geven. Wanneer visserijdruk echter geen gelijke tred houdt met bestandsontwikkelingen kunnen signalen van veranderingen in draagkracht vertroebelen (Christensen & Pauly 1998, Akpalu & Bitew 2011). Effecten van ecosysteemveranderingen op de visbestanden (waarbij natuurlijke productie de voedselbasis en daarmee de draagkracht bepaalt) moeten dus in samenhang worden beschouwd met mogelijke veranderingen in visserijdruk.

Naast het vergelijken in hoeverre veranderingen in visbestanden en visvangsten overeenkomen met de verwachtingen uit de empirische vergelijkingen op basis van fosfaatbelasting, kunnen veranderingen in verschillende delen van het voedselweb indicaties geven voor veranderingen in draagkracht, met name een nadere beschouwing van de pelagische voedselketen (via zoöplankton en kleine, planktivore vis), de benthische voedselketen (via bodemfauna en benthivore vis als brasem, pos en recent gevestigde Ponto-Kaspische grondels), en de voedselbasis voor roofvis (grote baars en snoekbaars)(Figuur 1).

Een van de belangrijkste mechanismen achter draagkracht is de concurrentie tussen individuen en soorten om voedsel. Bij vissen kan concurrentie om voedsel zich uiten in de groei waarbij de groei van individuele vissen beperkt kan worden wanneer er meer individuen van dezelfde voedselbron afhankelijk zijn (zogenaamde dichtheidsafhankelijke groei; bijvoorbeeld Mous et al. 2003, Bolle et al. 2021). Daarbij is echter van belang dat groei ook in samenhang met watertemperatuur wordt beschouwd omdat die ook van grote invloed kan zijn op de groei (Bolle et al. 2021, Tien et al. 2023). Bij hogere temperaturen is voor veel vissoorten de groei sneller, maar alleen als er voldoende voedsel voorhanden is. Vissen kunnen bij hogere temperaturen dus eerder met voedselbeperking te maken krijgen dan bij lage temperaturen.

Dit rapport behelst een waar mogelijk kwantitatieve samenstelling van factoren die van invloed kunnen zijn geweest op veranderingen in de draagkracht en de daarmee samenhangende veranderingen in de visstand in het IJsselmeer en Markermeer en op basis daarvan een ordegrrootte aan te geven van de veranderingen in draagkracht over de afgelopen decennia voor de commercieel belangrijke schubvissoorten.



Figuur 1. Schematische voorstelling van de belangrijkste stofstromen in het voedselweb van belang voor de visstand en visserij van het IJsselmeer en Markermeer met in blauw processen die zich in de waterkolom afspelen en in geel processen die met name op of in de bodem plaatsvinden. Het voedselweb is niet een geheel gesloten systeem: een belangrijk deel van fosfaat bijvoorbeeld wordt aangevoerd via rivieren (met name de IJssel) en visserij onttrekt biomassa aan het ecosysteem.

2 Kennisvraag

In dit rapport staat de vraag centraal in welke mate de draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer voor schubvisbestanden is veranderd sinds 1990 en hier een zo goed mogelijke kwantitatieve onderbouwing voor te leveren op basis van bestaande gegevens en inzichten. De periode van 1990 tot heden is de periode waarvan voldoende gestandaardiseerde visstandgegevens beschikbaar zijn om veranderingen in de visbestanden te kunnen analyseren ten behoeve van het visserijbeheer.

3 Methoden

Het mogelijke effect van veranderingen in fosfaatgehalten op de draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer is onderzocht aan de hand van empirische vergelijkingen voor fosfaatconcentratie en visbiomassa, visvangsten en/of visproductie in meersystemen in gematigde klimaatzones gepubliceerd in wetenschappelijke literatuur. Op basis van fosfaatgehalten gemeten door Rijkswaterstaat op verschillende meetstations in het IJsselmeer en Markermeer (openbare data via waterinfo.rws.nl) zijn voorspellingen voor verwachte visvangsten vergeleken met gerealiseerde visvangsten (aanlandingen) van commerciële visserij op basis van gegevens van Produktschap Vis, Producenten Organisatie IJsselmeer en logboekgegevens van vissers (details in Volwater et al. 2022). Hiermee werd een eerste indruk verkregen in hoeverre afname in aanlandingen over de afgelopen decennia van vergelijkbare grootte zijn dan verwacht kon worden op basis van afname in fosfaat. De empirische vergelijkingen in de wetenschappelijke literatuur zijn gebaseerd op vergelijkingen tussen meren. Om te onderzoeken in hoeverre de vergelijkingen ook gelden voor veranderingen in fosfaatgehalten binnen meren zijn tijdreeksen van visbiomassa en/of aanlandingen uit de wetenschappelijke literatuur geanalyseerd. Daarbij werd ook gekeken welke andere oorzaken van veranderingen in visstand of aanlandingen over de tijdreeksen voorkwamen zoals klimatologische omstandigheden, visserijbeheer (visuitzettingen en visserijdruk) of de vestiging van invasieve soorten.

Aan de hand van tijdreeksen van bestandindices op basis van de jaarlijkse boomkorsurvey in het IJsselmeer en Markermeer sinds 1990 is gekeken in hoeverre ook bestandsontwikkelingen en de samenstelling van de visgemeenschap over de afgelopen 3 decennia aanvullende aanwijzingen geven voor mogelijke veranderingen in draagkracht. Omdat verondersteld wordt dat draagkracht afhankelijk is van de (natuurlijke) voedselproductie is daarbij ook gekeken naar trends in verschillende voedselgroepen, te weten planktivoren (meest kleine of jonge vis die afhankelijk is van dierlijk plankton), benthivoren (vissen die leven van bodemfauna) en piscivoren (roofvissen baars en snoekbaars).

Wanneer verondersteld wordt dat draagkracht de hoeveelheid vis of visproductie beperkt, dan mag ook aangenomen worden dat vissen concurreren om dezelfde voedselbron. Bij vissen kan de groei afhankelijk zijn van het voedselaanbod en dichtheidsafhankelijke groei een indicator zijn voor draagkrachtbeperkingen. Om te onderzoeken in hoeverre hier aanwijzingen voor zijn is de groei van nuljarige vis (dat wil zeggen de lengte die bereikt wordt aan het eind van het eerste groeiseizoen, gemeten als de gemiddelde lengte in de najaarsbemonsteringen met de boomkor) geanalyseerd en gekeken in welke mate watertemperatuur en visdichtheid (*catch-per-unit-of-effort* cpue als maat voor voedselconcurrentie tussen individuen) de groei van nuljarige, meest planktivore, vis bepaalt. Daarbij is ook meegenomen het effect van watertemperatuur omdat temperatuur van invloed is op de groeisnelheid. Nuljarige snoekbaars kan van planktivorie overschakelen op piscivorie waarbij spiering een belangrijke prooi is. De rol van spiering in de groei van nuljarige snoekbaars is daarom nader bekeken, zowel de dichtheid van spiering als de benutbare grootte uitgaande van *gape-size limitation* (bekgrootte van snoekbaars voldoende om spiering van bepaalde lengte en hoogte te verorberen).

Naast concurrentie om voedsel tussen individuen van dezelfde soort die zich kan uiten in verminderde groei kan ook concurrentie om voedsel tussen verschillende soorten of organismegroepen een indicatie geven voor draagkrachtveranderingen. Voor planktivore en benthivore vis zijn weinig andere concurrenten, maar voor roofvis die leeft van kleine vis zijn dat ook visetende vogels en (onbedoelde) bijvangst van kleine vis in aalfuikervisserij. Voor deze groepen is gepoogd een reconstructie te maken per decade van het respectievelijke aandeel in de sterfte van kleine vis om te onderzoeken in hoeverre concurrentie tussen deze groepen van invloed op verandering in draagkracht kan zijn geweest.

Visserij onttrekt vis aan een ecosysteem en beïnvloedt daarmee de concurrentieverhouding tussen en binnen soorten. Door het onttrekken van vis wordt de concurrentie met individuen of soorten die van

dezelfde voedselbron gebruik maken verminderd waardoor groei en productie toe kunnen nemen². Hoewel draagkracht van een ecosysteem vaak als natuurlijke productiecapaciteit wordt gedefinieerd zijn de effecten van visserij op (vis)productie dus niet direct los te koppelen omdat visserij in principe het bevisbare deel van het bestand verlaagt maar de productie verhoogt. Om te onderzoeken in hoeverre veranderingen in visserijdruk veranderingen in draagkracht hebben versterkt of juist gemaskeerd kunnen, zijn daarom veranderingen in aanlandingen en veranderingen in visserijdruk gedurende de afgelopen decennia (met name effecten van 85% nettenreductie in 2014 op de ontwikkelingen van de visstand daarna) nader beschouwd.

De complexe samenhang tussen draagkracht, visserij en interacties tussen soorten is eerder onderzocht met behulp van modellen door onder meer en Lammens (1999), Mous (2000), en Mous et al. (2003). Uitkomsten van een aantal van deze modelscenario's worden nader besproken. Een update van dit modelinstrumentarium met huidige kennis en veranderingen zoals bijvoorbeeld opkomst van exoten en het ecologisch functioneren van IJsselmeer en Markermeer bij lagere fosfaatgehalten, toegenomen watertemperatuur en sterker gradiënten van helder en troebel water is wenselijk, maar een omvangrijk proces dat buiten het bestek van deze studie valt.

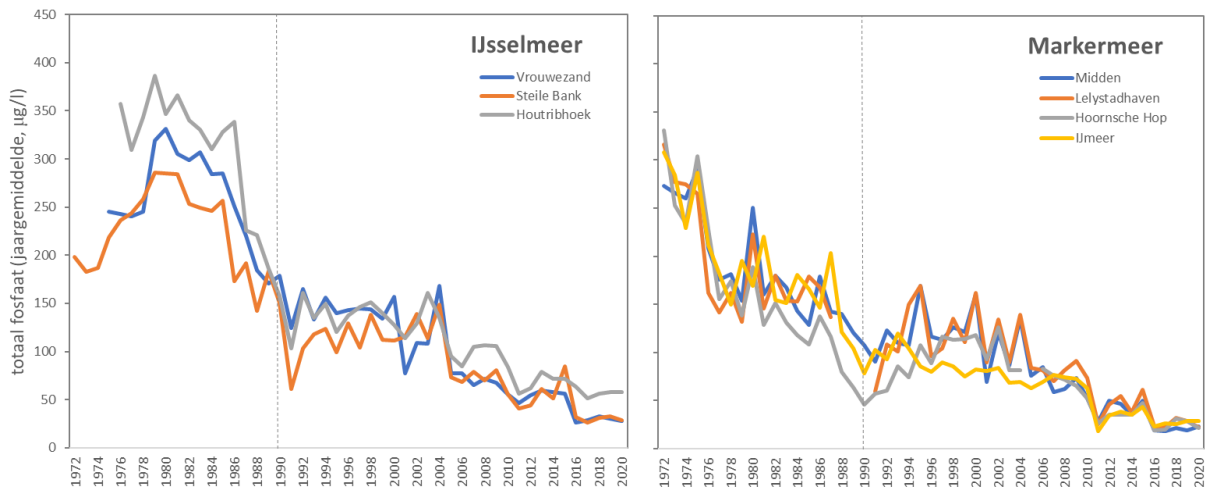
² Effecten van visserij op de productie van vis en het optimaliseren van biomassa, groei, productie en sterfte voor visserij is de kern van visserijbiologie waarvoor tal van vispopulatiemodellen zijn ontwikkeld, zie bijvoorbeeld: https://en.wikipedia.org/wiki/Maximum_sustainable_yield

4 Resultaten

4.1 Factoren die draagkracht veranderen

4.1.1 Fosfaat

Aan de basis van het voedselweb staan voedingsstoffen als diverse koolstof- en stikstofverbindingen en fosfaat. In meersystemen is de hoeveelheid fosfaat vaak de beperkende factor voor de groei en productie van algen, het belangrijkste voedsel van dierlijk plankton (zoöplankton) dat op zijn beurt weer de belangrijkste voedselbron vormt voor juveniele en andere planktivore vis (Jeppesen et al. 2005). Juist de hoeveelheid fosfaat is de afgelopen decennia zeer sterk afgenomen. De belangrijkste fosfaatbron voor het IJsselmeergebied is de hoeveelheid fosfaat die met de rivier de Rijn wordt afgevoerd (Noordhuis 2010). Sinds de jaren 1970 nemen de hoeveelheden fosfaat af in de Rijn. In het IJsselmeer begint de afname rond 1980 en in het Markermeer al eerder mede nadat de Houtribdijk in 1975 het Markermeer afscheidt van het IJsselmeer waardoor de fosfaatvracht via de Rijn en IJssel richting het Markermeer sterk afneemt (Figuur 2).



Figuur 2. Verandering van jaargemiddelden fosfaat ($\mu\text{g/l}$) in het IJsselmeer (links) en Markermeer/IJmeer (rechts). Bron: Rijkswaterstaat (waterinfo.nl). De periode vanaf 1992 (rechts van de stippellijn) is van belang voor de inschatting van draagkrachtverandering ten behoeve van het visserijmodelinstrumentarium.

De gemeten fosfaatgehalten worden bepaald door zowel de toevoer via de rivieren als het verbruik in het meer zelf waarbij fosfaat zowel in de waterkolom als in de bodem kan voorkomen en kan worden opgeslagen in organismen. De fosfaatgetallen geven dus niet exact de beschikbaarheid van fosfaat weer voor verschillende delen van het voedselweb, maar duidelijk is dat over de afgelopen drie decennia de hoeveelheden fosfaat gestaag zijn afgenomen met een factor 4-5 van gemiddeld ca 130 $\mu\text{g/l}$ rond 1990 naar ca 30 $\mu\text{g/l}$ rond 2020.

4.1.2 Fosfaat in relatie tot visstand en visproductie

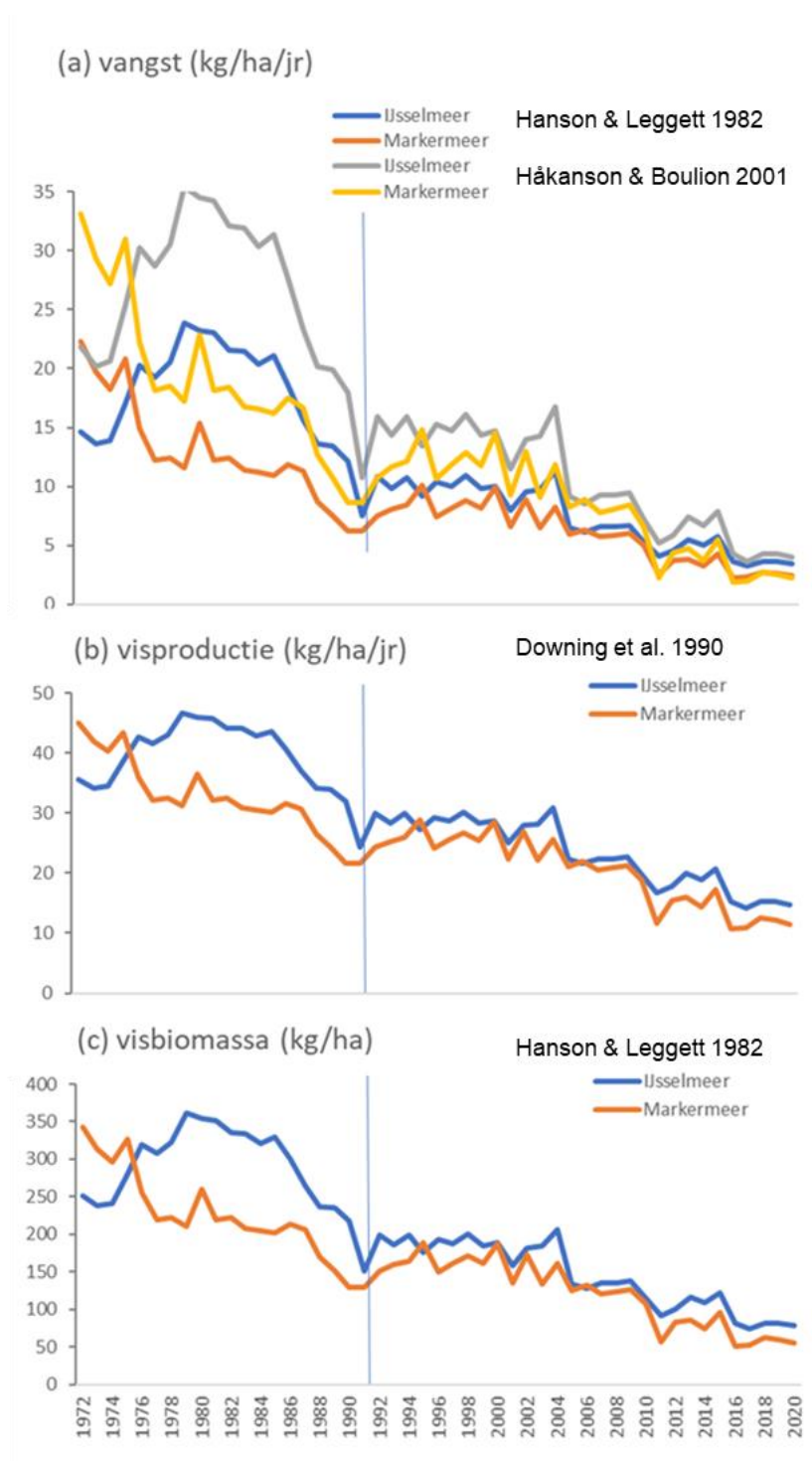
In de wetenschappelijke literatuur wordt regelmatig beschreven dat het effect van fosfaatgehalte in een meer door kan werken via de voedselketen naar de hoeveelheid vis, visproductie of potentiële commerciële vangst op basis van vergelijkingen tussen meren met verschillende gehalten aan totaal fosfaat (TP) (o.a. Hanson & Leggett 1982, Downing et al. 1990, Downing & Plante 1993, Knösche & Barthelmes 1998, Håkanson & Boulion 2001, Brämick & Lemcke 2003). Deze empirische vergelijkingen leveren rekenformules op voor het verband tussen het fosfaatgehalte en de gemiddelde commerciële vangst (*yield*), visproductie of visbiomassa over de reeks meren die in de verschillende

studies zijn onderzocht. De manier van vissen, op welke soorten wordt gevestigd en de ecologische omstandigheden verschillen aanzienlijk tussen de meren die in deze studies zijn onderzocht en de variatie rond de verwachte waarden die met de rekenformules worden verkregen zijn dan ook aanzienlijk en onvoldoende om voor een bepaald meer of een bepaalde periode direct toe te passen.

De studie van Hanson & Leggett (1982) is interessant omdat het de commerciële en recreatieve visonttrekking betreft in 21 meren van verschillende diepte en oppervlakte in Europa en Noord-Amerika in de gematigde zone (tussen 42 en 62 graden noorderbreedte) die ruim de bandbreedte van het IJsselmeer en Markermeer omspannen. Downing et al. (1990) voegen daar nog een aantal meren elders in de wereld aan toe. Knösche & Barthelmes (1998) richten zich vooral op ondiepe voedselrijke meren van Noordoost Duitsland, waarbij eerst de primaire productie wordt geschat (op basis van een empirische relatie tussen doorzicht als maat voor algenproductie en fosfaat) en vervolgens een empirische relatie tussen primaire productie en vangsten (Bulon & Vinberg 1981). Brämick & Lemcke (2003) verfijnden de methode van Knösche & Barthelmes (1998), maar toepassing op andere meren lijkt beperkt en vraagt schattingen van extra parameters. Downing & Plante (1993) verfijnden de studie van Downing et al. (1990) door ook het belang van visbiomassa, Productie:biomassa, (P/B-ratio's) en eigenschappen van vissen (gemiddeld maximum gewicht) toe te voegen. Deze parameters (biomassa, productie en gemiddeld maximum gewicht) veranderen sterk door bevissing en over de tijd en zijn bovendien niet eenduidig meetbaar. Håkanson & Boulion (2001) ten slotte analyseerden correlaties tussen fosfaat en diverse maten voor primaire en secundaire productie in voornamelijk Russische meren en constateerden dat deze parameters vaak zeer consistent variëren over een reeks meren met verschillende fosfaatgehalten. Voor wat betreft oogstbare visproductie werden zeer hoge waarden gevonden voor visvijvers, terwijl commerciële vangsten in meren vaak een factor 3 – 10 lager waren bij dezelfde fosfaatgehalten. Al deze studies onderzochten verschillende aspecten van meren op fysische eigenschappen als diepte en oppervlak en nutriëntengehalten die primaire productie, benthische productie of visproductie beïnvloeden. Opvallend daarbij is dat de verschillende studies laten zien dat efficiëntie in voedselketens op een breed front verandert met veranderingen in met name fosfaatgehalten en dat de effecten van fosfaat op vis inderdaad via primaire en benthische productie loopt en daarmee visgemeenschappen als geheel treft en niet zozeer bepaalde soort(groep)en (N.B. dat neemt niet weg dat soortsaamenstelling wel verandert met de mate van eutrofiering van meren, zie 4.5). Empirische vergelijkingen geven dus over een breed scala aan meren en ecologische omstandigheden een robuuste indruk van de mate waarin visstand, -productie, en -vangst kunnen variëren, afhankelijk van de hoeveelheid fosfaat.

Om een indruk te krijgen in welke mate de waargenomen veranderingen in fosfaatgehalten in het IJsselmeer en Markermeer door zouden kunnen werken op de veranderingen die we mogen verwachten in de totale visbiomassa, visproductie danwel vangsten in de commerciële visserij de afgelopen decennia, zijn een aantal empirische rekenformules toegepast op de jaartrends van fosfaat (Figuur 4). Daarbij is gekozen voor de robuuste vergelijkingen van Hanson & Leggett (1982), Downing et al. (1990) en Håkanson & Boulion (2001), die zich baseren op directe metingen tussen fosfaatgehalten en visbiomassa en visvangsten, respectievelijk visproductie zonder meer aannames te hoeven doen.

Tussen begin jaren 1990 en 2020 zijn fosfaatgehalten met een factor 4-5 afgenomen in het IJsselmeer en Markermeer (Figuur 2). Op basis van de empirische vergelijkingen zou de verwachte commerciële vangst dan in het IJsselmeer met een factor van ca 2.8 (Hanson & Leggett) tot 3.5 (Håkanson & Boulion) afgenomen kunnen zijn en in het Markermeer met respectievelijk een factor 3.3 tot 5.2. Voor visbiomassa geldt een verwachte afname met een factor 2.3 (IJsselmeer) en 2.8 (Markermeer) volgens Hanson & Leggett en een verwachte afname in visproductie volgens Downing *et al.* met een factor van 1.9 (IJsselmeer) tot 2.1 (Markermeer). Aangezien de specifieke eigenschappen van IJsselmeer en Markermeer (morfologie, type visserij, soortsaamenstelling, en andere milieuumstandigheden) niet zijn meegenomen geven de empirische vergelijkingen waarschijnlijk slechts een beperkte weergave van de werkelijke verwachte visproductie en visbiomassa en zijn de resultaten van de toegepaste rekenformules maar beperkt vergelijkbaar. De ordegröte van afname van een factor 2-3 over de laatste 3 decennia van de verschillende parameters wijzen echter allemaal in dezelfde richting.

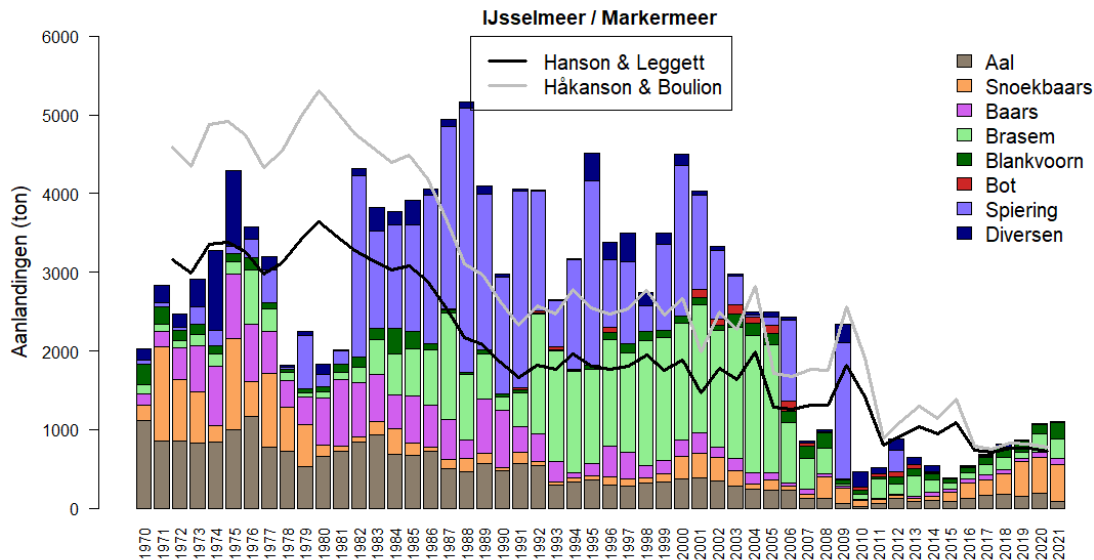


Figuur 3. Op basis van gemeten fosfaatgehalten verwachte (a) commerciële vangst, (b) visproductie en (c) visbiomassa in IJsselmeer en Markermeer. Tijdsreeksen vanaf 1992 (verticale blauwe lijn) van belang voor modelinstrumentarium. Hanson & Leggett 1982: commerciële vangst (kg/ha/jr) = $0.07 * TP (\mu\text{g/l}) + 0.792$ (21 meren); visbiomassa: $\log \text{biomassa}(\text{kg/ha}) = 0.708 \log TP (\mu\text{g/l}) + 0.774$ (18 meren). Håkanson & Boulion 2001: primaire productie (PP, g/m²/jr) = $10 * TP (\mu\text{g/l}) - 79$; commerciële vangst (kg/ha/jr) = $0.021 * PP^{0.92}$ (40 meren). Downing, Plante & Lalonde 1990: $\log \text{visproductie} (\text{kg/ha/jr}) = 0.332 + 0.531 * \log TP (\mu\text{g/l})$.

4.1.3 Relatie fosfaat en commerciële vangsten IJsselmeer en Markermeer

Uit de vorige paragraaf blijkt dat bij de afname van fosfaat in het IJsselmeer en Markermeer een afname in de visstand en vangsten verwacht mag worden (onder de aanname dat de visserijdruk gelijke tred houdt met de afname van de verwachte visproductie, zie 4.2). Deze verwachting kunnen

we nader toetsen door de geregistreerde veranderingen in de commerciële vangsten sinds 1970 te vergelijken met de op basis van bovenstaande studies verwachte afname. Daarvoor is met de rekenformule van Hanson & Leggett (1982) en Håkanson & Boulion (2001) voor de tijdreeks van het gemiddelde fosfaatgehalte voor IJsselmeer en Markermeer berekend welke jaarlijkse visvangst gemiddeld gevonden wordt in de meersystemen samen (zwarte en grijze lijn in figuur 4). Deze lijnen vallen grotendeels samen met de geleidelijke afname in visvangsten in het IJsselmeergebied sinds 1970. Figuur 4 laat ook zien dat de commerciële vangsten schommelen over langere perioden. Dit heeft deels te maken met natuurlijke dynamiek van visbestanden (wisselende jaarklassterkten, zie bijvoorbeeld Buijse 1992) en veranderingen in de doorgaans intensieve visserij en effecten van visserijbeheersmaatregelen op de bestandsontwikkelingen (zie ook 4.6). Echter, over de lange termijn is het beeld dat de ontwikkelingen in de visserij de verwachte veranderingen in draagkracht door fosfaatbelasting van IJsselmeer en Markermeer volgen.



Figuur 4. Ontwikkelingen in aanvoercijfers van de beroepvisserij op het IJsselmeer en Markermeer (gegevens Productschap Vis en PO IJsselmeer). De lijnen geven de verwachte gemiddelde vangst (kg/ha/jr) op basis van gemeten totaal-fosfaatgehalten in het IJsselmeer en Markermeer (gemiddelde over beide meren rekening houdend met de verschillen in oppervlakte tussen de meren) volgens de studie van Hanson & Leggett (1982) en Håkanson & Boulion (2001).

4.1.4 Overige factoren die draagkracht beïnvloeden

Behalve een sterke fosfaatreductie zijn er ook andere factoren die mogelijk hebben bijgedragen aan een verandering in de draagkracht. Hieronder worden een aantal factoren nader toegelicht.

4.1.4.1 watertemperatuur

Parallel aan de afname aan fosfaat is de gemiddelde watertemperatuur gestegen. Bij hogere watertemperatuur verlopen biologische processen sneller en is een hogere visproductie mogelijk. Over het effect op de groei van vis wordt nader ingegaan in hoofdstuk 4.4. De effecten van temperatuurveranderingen op het functioneren van het voedselweb en de productiviteit zijn complex omdat organismen verschillend reageren op temperatuur. Bovendien zijn er complexe interacties tussen de hoeveelheid voedingsstoffen en temperatuur (denk aan warme zomers die tot algenbloei kunnen leiden in sterk voedselrijke meren, maar minder in voedselarme meren). Extreme temperaturomstandigheden zoals hittegolven (al of niet gepaard met algenbloei en lage zuurstofgehalten) of wintercondities kunnen ook effecten hebben op de bestandsontwikkelingen (zie voorbeeld van het meer Peipsi in 4.5). Jeppesen et al. (2012) laten zien dat hogere temperaturen door klimaatveranderingen deels effecten van fosfaatvermindering kunnen compenseren.

4.1.4.2 Oevers en eilanden

Ook hebben fysische veranderingen plaatsgevonden in het IJsselmeer en Markermeer (na de aanleg van Houtribdijk in 1976) zoals recent de aanleg van eilanden en zandige oevers. Hoewel de eilanden en zandige oevers weinig effect hebben op het areaal open water van IJsselmeer en Markermeer kunnen deze werkzaamheden wel indirect een rol spelen bij de verandering van de draagkracht. Geleidelijke oeverzones kunnen zich ontwikkelen tot plantenrijke land-waterovergangen met hoge biologische productie. De aanleg van natuurvriendelijke oevers en eilanden is echter van recente datum (grotendeels na 2016) en de natuurlijke ontwikkeling van deze oeverzones is nog nauwelijks op gang gekomen. Recente studies van Marker Wadden laten zien dat op deze korte termijn nog nauwelijks effecten op het IJsselmeer en Markermeer als geheel verwacht mogen worden (KIMA 2022). Wel zijn er lokale effecten die van invloed kunnen zijn, zoals de zandwinputten die ontstaan bij de aanleg en waarin aanzienlijke hoeveelheden kleine vis en snoekbaars worden waargenomen. Ook hier geldt echter dat de effecten daarvan op de schaal van het Markermeer vermoedelijk zeer beperkt zijn blijkens recente monitoring met de A-toomkuil (School et al., 2023). Ook functioneren ondiepe oeverzones als paai- en opgroeigebied voor jonge vis (De Leeuw et al. 2022), maar het is niet bekend in hoeverre dat de draagkracht van het meersysteem als geheel beïnvloedt.

4.1.4.3 Helderheid en waterplanten

Een van de potentiële neveneffecten van afnemende concentraties voedingsstoffen als fosfaat is dat de soortensamenstelling en hoeveelheid algen verandert en het water helderder wordt. Dit effect van algenconcentraties lijkt echter slechts beperkt op te treden in het IJsselmeergebied. Belangrijker zijn de effecten van (quagga)mossels die met name in het zuidelijk IJsselmeer voor relatief helder water zorgen, en de opwerveling van slib door wind beïnvloeden (Noordhuis 2010). Ongeacht de oorzaken zijn de perioden met helder water toegenomen en ontstaan vaker situaties waarbij voldoende licht doordringt tot op de bodem waardoor waterplanten als fonteinkruid, aarvederkruid en kranswieren in de zomermaanden kunnen groeien. In het westelijk Markermeer en zuidwestelijk IJsselmeer breiden waterplantvelden in de zomer zich uit sinds respectievelijk de jaren 1990 en 2000 (Vonk et al. 2019). De effecten van helderheid en waterplanten op visgemeenschappen kan aanzienlijk zijn. Soorten als snoekbaars die aangepast zijn aan het jagen in troebel water mijden helder water, terwijl baars daar beter op is aangepast (Buijse 1992; Robillard & Fox 2006). Kleine vis (jonge vis, spiering) heeft ook de tendens - als potentiële prooi voor roofvissen en watervogels - helder water te mijden (Mous 2000). Over de ruimtelijke verdeling van vis en wat de consequenties daarvan zijn voor de productie van vis en dus de draagkracht is echter nog weinig bekend.

4.1.4.4 Visetende watervogels

Voor de meeste soorten visetende vogels geldt dat de aantallen zijn afgenomen sinds de jaren 1990 (Van Rijn & Van Eerden 2021). De aantallen aalscholvers zijn in die periode wel toegenomen, in eerste instantie door uitbreiding van broedvogels en later ook doordat grotere aantallen overwinteren in Nederland als gevolg van het steeds vaker uitblijven van strenge winters. Dit heeft mogelijk effect op de overleving van sommige vissoorten zoals jonge snoekbaars (Tien et al. 2023). De laatste jaren nemen de aantallen broedgevallen en overwinterende aalscholvers in het IJsselmeergebied overigens weer af. In hoeverre aalscholvers concurrenten vormen voor roofvis en visserij en van invloed zijn kunnen zijn op de draagkracht wordt nader onderzocht in hoofdstuk 4.6.

4.1.4.5 Exoten

Het afgelopen decennium is het aantal invasieve Ponto-Kaspische grondels toegenomen (Van Rijssel et al. 2022). Met name zwartbekgrondel en Pontische stroomgrondel hebben zich gevestigd in het open water en Kessler's grondel met name langs oevers, terwijl de Kaukasische dwerggrondel nog in opmars is. Hoe de bestandsontwikkelingen zullen worden is moeilijk te zeggen maar gezien de uitbreiding van deze soorten in noordwest Europa is het waarschijnlijk dat veel soorten in meer of mindere mate zullen blijven. Het zijn typische bodemsoorten en vermoedelijk vormen ze concurrentie met andere bodemlevende soorten als pos en bodemfauna-etende soorten als brasem, maar vormen anderzijds ook een aanvullende voedselbron voor roofvis (zie hoofdstuk 4.3 voor een nadere beschouwing).

4.2 Veranderingen in schubvisbestanden en vangsten

In 4.1 zijn de veranderingen in vangsten van de visserij beschouwd als grotendeels een gevolg van veranderingen in draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer door fosfaatveranderingen. Doordat visserij directe invloed heeft op bestandsontwikkelingen (doorgaans: verlaging van de biomassa ten opzicht van onbeviste bestanden en verhoging van de productie), moeten mogelijke veranderingen in draagkracht tevens worden beschouwd in het licht van mogelijke veranderingen in visserij. Om te kunnen duiden of veranderingen in het bestand te maken hebben met een vermindering van draagkracht door een verandering in de voedselbasis zoals in de voorgaande paragrafen, dan wel als gevolg van (intensieve) visserij is het van belang de effecten van visserij op de schubvisbestanden per soort nader te bekijken. Bovendien kan een nadere verkenning per soort aanwijzingen geven of veranderingen in draagkracht verschillend uitpakken voor verschillende soorten. In 4.3 wordt nader gekeken of er aanwijzingen zijn voor mogelijke veranderingen in de voedselbasis (en daarmee draagkracht) voor verschillende soort(groep)en. In 4.4 wordt vervolgens onderzocht of er signalen uit veranderingen in de groei bij schubvissen zijn die indicaties kunnen geven voor (veranderingen in) voedselconcurrentie en veranderingen in draagkracht.

De veranderingen in de visstand worden per soort besproken aan de hand van 1) de aanlandingen van de commerciële visserij en 2) visserij-onafhankelijke monitoring (bestandsmonitoring met de boomkor). Aanlandgegevens zijn als één tijdreeks voor het IJsselmeer en Markermeer tezamen beschikbaar vanaf 1970. Veranderingen in visserijdruk (vangstinspanning) worden slechts anekdotisch beschouwd omdat er geen systematische registratie van visserijinspanning is, maar alleen tijdstippen waarop visserijbeperkende maatregelen zijn doorgevoerd. Van de bestandsmonitoring zijn vanaf 1992 gestandaardiseerde gegevens beschikbaar voor zowel IJsselmeer als Markermeer. Voor de bestandsmonitoring wordt de focus gelegd op de vier schubvissoorten baars, blankvoorn, brasem en snoekbaars waarbij indexen voor zowel het juveniele als het paaibestand zijn opgesteld. In het laatste decennium richt de beroepsvisserij zich hoofdzakelijk op deze vier soorten maar ook in het verleden hebben deze schubvissoorten, naast spiering, altijd een aanzienlijk aandeel van de aanlandingen bepaald. In het visseizoen 2014/2015 is het beheer omtrent de visserij op schubvis (baars, blankvoorn, brasem en snoekbaars) gereduceerd en beperkt tot 15% van de beschikbare inzet (reductie van maximaal 4000 netten naar maximaal 600 netten) na enkele jaren van lage aanlandingen.

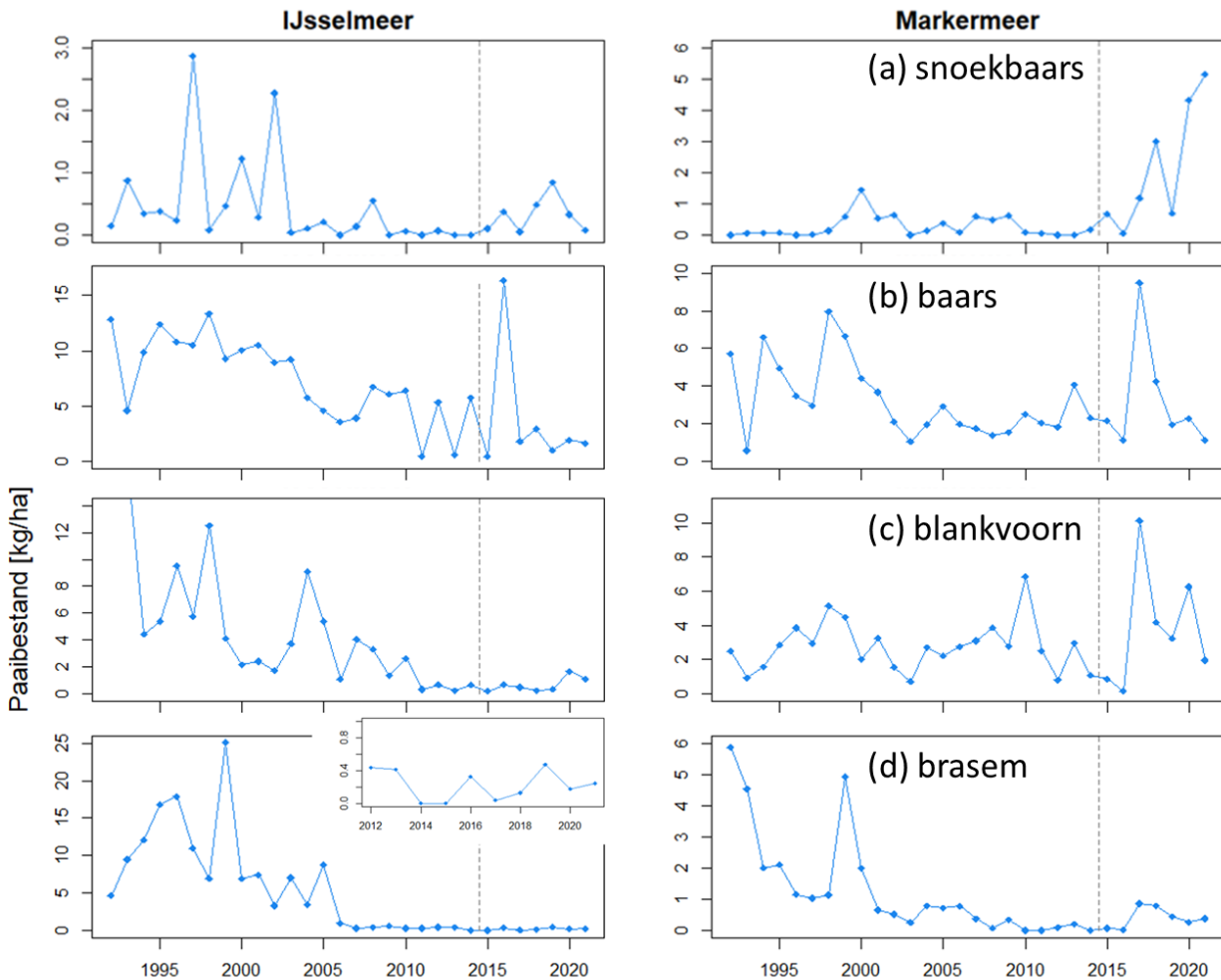
4.2.1 Ontwikkelingen paaibestanden per meer

Snoekbaars. Het paaibestand snoekbaars is mede door de sterke reductie van de visserijdruk in 2014 en een sterke jaarklasse in 2017 toegenomen (Figuur 5a). Ook zijn er hogere vangsten in de commerciële visserij en is er op basis van de bestandsmonitoring geleidelijk aan een evenwichtiger leeftijdsopbouw van het snoekbaarsbestand (Volwater et al. 2022). Dit onderschrijft conclusies van eerdere studies dat het snoekbaarsbestand lange tijd zeer sterk is overbevist (o.a. Lammens 1999, De Leeuw et al. 2008). In tegenstelling tot in het Markermeer is het bestand in het IJsselmeer in recente jaren echter niet structureel toegenomen (Figuur 5). Het aantal nuljarige snoekbaars in het IJsselmeer is in de meeste jaren weliswaar hoger dan in het Markermeer (Volwater et al. 2022), maar de overleving van nuljarige snoekbaars op het IJsselmeer is laag (Tien et al., 2023; zie ook hoofdstuk 4.3 en 4.4 waarin de groei en de voedselbasis worden besproken).

Baars. De ontwikkelingen in het paaibestand van baars laten over de afgelopen decennia een dalende trend zien, vooral in het IJsselmeer waar voor 2010 het paaibestand structureel hoger was dan in het Markermeer (Figuur 5b). De index waardes voor de bestanden in beide meren liggen na 2010 dicht bij elkaar.

Blankvoorn. Het paaibestand van blankvoorn is in het IJsselmeer geleidelijk aan afgenomen tot 2011 naar een stabiel laag niveau (Figuur 5c). In het Markermeer is geen duidelijke trend in de paaibiomassa, maar bereikte het paaibestand blankvoorn een dieptepunt in 2016. In de jaren erna zijn er weer hogere bestandswaarden.

Brasem. De omvang van paaibestand brasem was tot begin jaren 2000 relatief hoog, met name op het IJsselmeer, waarna het bestand binnen enkele jaren sterk afnam (Figuur 5d). De visserij op brasem bleef echter tot zeker 2005 hoog waarna het bestand instortte en tot op heden laag bleef. In het Markermeer was het bestand lager en werd de achteruitgang van het paaibestand brasem al in de jaren 1990 ingezet.

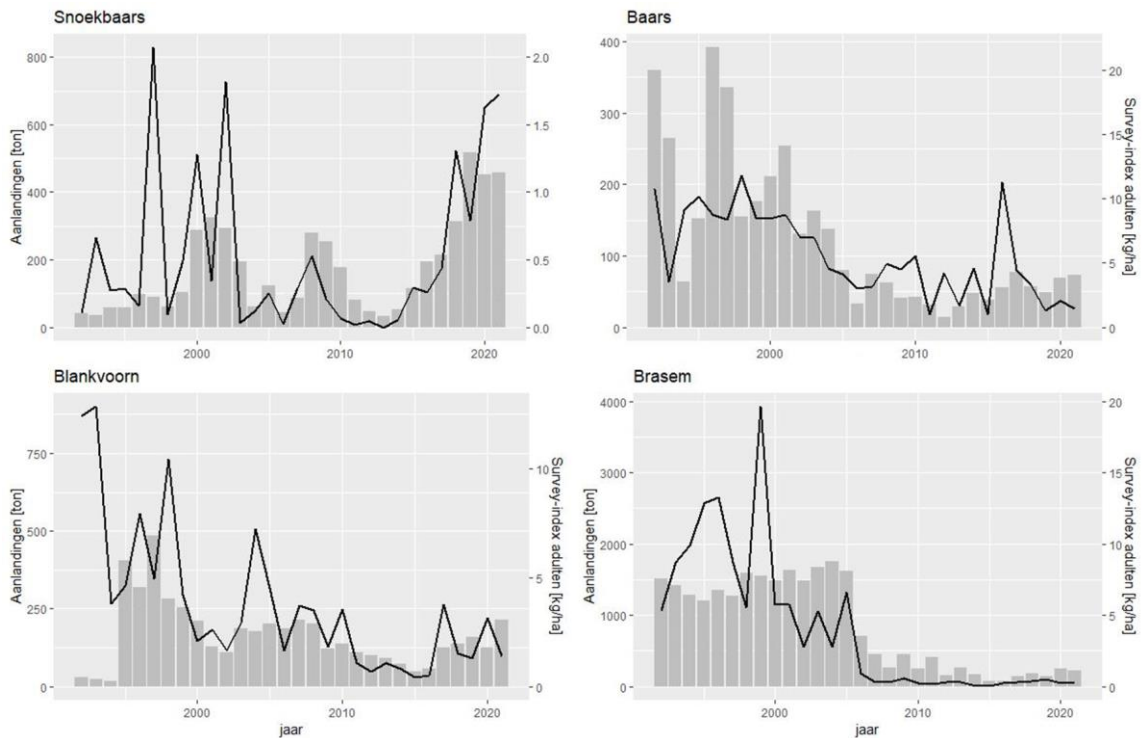


Figuur 5. Ontwikkeling van het paaibestand (cpue grote kuil/boomkor) van (a) snoekbaars, (b) baars, (c) blankvoorn, (d) brasem, voor het IJsselmeer (links) en Markermeer (rechts). De verticale grijze stippellijn geeft het visseizoen 2014/2015 aan waarin de visserij werd gereduceerd. Bron: Volwater et al. 2022.

4.2.2 Paaibiomassa en aanlanding

Over het algemeen laten de ontwikkelingen in de paaibestanden van het IJsselmeer en Markermeer dezelfde ontwikkeling en verloop over tijd zien als die van de commerciële visserij (Figuur 6). Hoewel er voor de vier schubvissoorten duidelijke verschillen tussen beide meren zijn, zijn over het geheel de paaibestanden van baars, blankvoorn en brasem de laatste drie decennia sterk afgenomen. Enkel voor snoekbaars is een recente toename in het paaibestand en visserij in het Markermeer te zien.

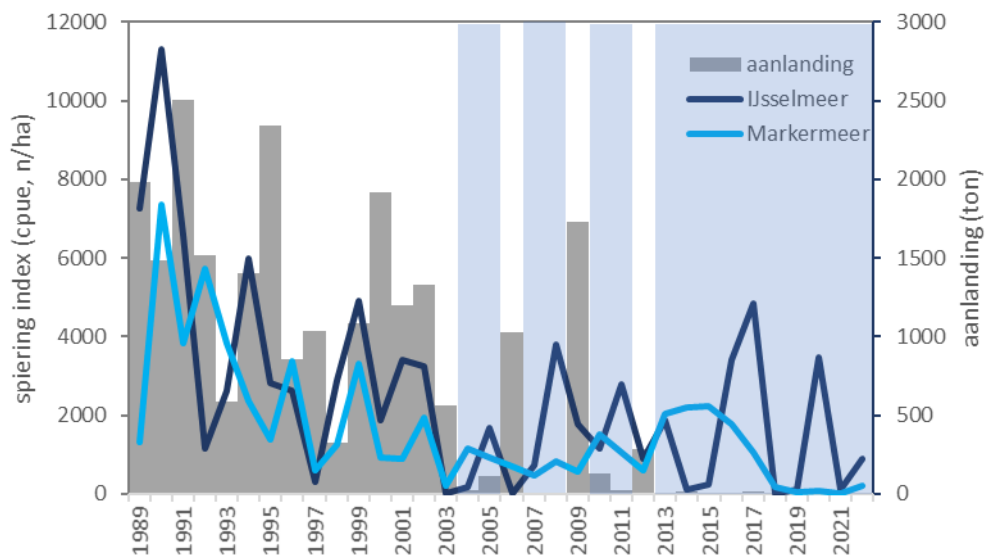
De totale aanlandingsreeks (Figuur 4) laat een algehele achteruitgang in aanlandingen van de commerciële visserij zien tot 2010. Voor vrijwel alle soorten waar commercieel op gevist wordt is een vermindering in aanlandingen waargenomen tot dat jaar. Intensieve visserij heeft waarschijnlijk jarenlang de effecten van een vermindering in draagkracht, als gevolg van afnemende fosfaatgehalten, gemaskeerd door een relatief steeds hogere visserijdruk bij de gegeven visproductie, waardoor de bestanden rond 2010 ten slotte grotendeels zijn ingestort. Kort na de reductie van de visserij in 2014 zijn de vangsten langzaam, maar gestaag, toegenomen, vooral die van snoekbaars (Figuur 9). Voor snoekbaars en in mindere mate blankvoorn zijn ook de paaibestanden toegenomen na de visserijreductie in 2014.



Figuur 6. De aanlandingen (staafdiagram) en survey-index voor het paaibestand (lijn) per jaar per soort. Let op de verschillende y-assen voor de aanlandingen (linker y-as) en de survey-index (rechter y-as). De index voor het paaibestand is een gewogen gemiddelde van het IJsselmeer en Markermeer tezamen. Bron: Volwater et al., 2022.

4.2.3 Spiering

Tussen 1990 en 2003 nam het spieringbestand en de spieringvisserij, die grotendeels de bestandsontwikkelingen volgden, gemiddeld genomen af (Figuur 7). Sindsdien is de visserij in de meeste jaren gesloten geweest en fluctueert (met name in het IJsselmeer) het bestand op een gemiddeld genomen laag niveau. In het Markermeer is de spieringstand sinds 2018 steeds laag.



Figuur 7. Ontwikkeling bestand spiering (aantalsindex grote kuil/boomkor, linker y-as) in IJsselmeer en Markermeer en aanlanding (ton, grijze balken, rechter y-as). Blauwe achtergrond geeft jaren waarin geen visserij werd toegestaan. Bron: De Leeuw & Vrooman 2022.

4.3 Verandering voedselbasis

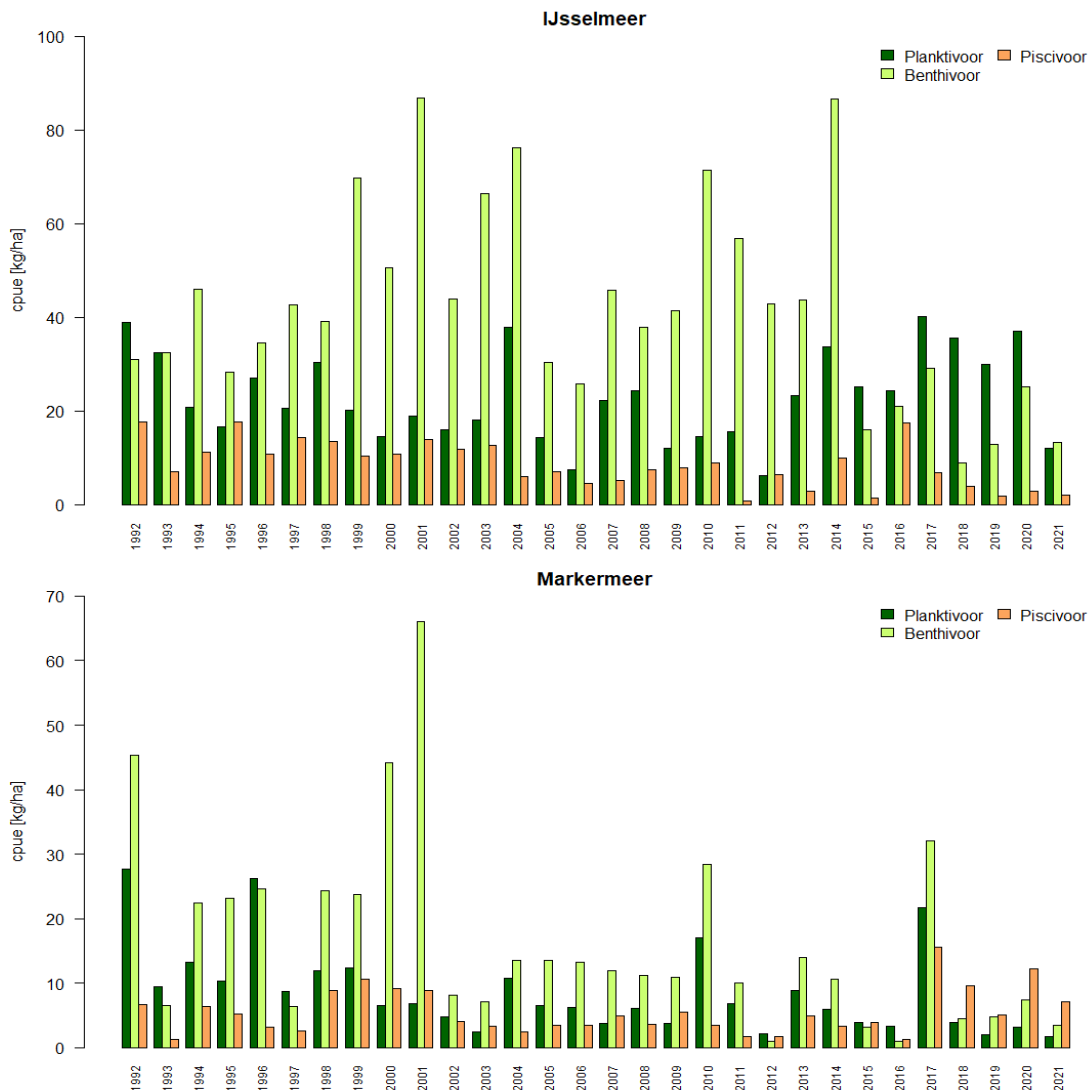
In dit hoofdstuk wordt nader bekeken of er aanwijzingen zijn dat de voedselbasis voor verschillende vissoorten of ecologische groepen vissen is veranderd en daarmee de draagkracht voor deze groepen. Het is namelijk denkbaar dat de afname van fosfaat en andere veranderingen in het IJsselmeergebied niet in dezelfde mate doorwerken voor alle delen van het voedselweb, maar verschillend uitpakt voor (1) vissoorten die vooral van zoöplankton in het open water leven (planktivoren), (2) bodemfauna-etende soorten (benthivoren) en (3) roofvissen (piscivoren). Een eerste indruk kan worden verkregen door te bekijken of de mate van veranderingen over de afgelopen decennia verschilt per ecologische groep. Op basis van diverse dieetstudies (grotendeels uit het IJsselmeergebied) zijn de belangrijkste vissoorten (samen >95% van de biomassa, Van Rijssel et al. 2022), vaak op basis van lengte, ingedeeld in de drie ecologische voedselgroepen (Tabel 2). Vervolgens wordt besproken in hoeverre er gegevens zijn van mogelijke veranderingen in de voedselbasis. Voor planktivoren (zoöplankton) en benthivoren (bodemfauna) zijn geen systematische trends beschikbaar maar wel aanwijzingen in een aantal onderzoeksrapporten. Voor roofvis zijn gegevens van dieet en beschikbaarheid van prooivis op basis van de jaarlijkse bemonsteringen met grote kuil en boomkor nader onderzocht.

Tabel 2. *Indeling van belangrijkste vissoorten in ecologische voedselgroepen op basis van dieetstudies in het IJsselmeer en Markermeer.*

| Soort(groep) | lengte | voedselgroep | opmerking |
|----------------------|--------|--------------|---|
| snoekbaars | <12 cm | planktivor | Buijse & Houthuijzen 1992. Overschakelen naar piscivorie variabel |
| | >12 cm | piscivor | |
| baars | <15 cm | planktivor | Baars kan bij lengtes tussen 10-20 cm ook benthivor zijn, maar in het IJsselmeergebied komt dat weinig voor |
| | >15 cm | piscivor | |
| brasem | <20 cm | planktivor | In voedselarme systemen kan grote brasem ook planktivor zijn maar dan is de groeisnelheid lager dan wordt waargenomen in het IJsselmeergebied |
| | >20 cm | benthivor | |
| Blankvoorn | <25 cm | planktivor | Grotere blankvoorn kan ook benthivor zijn |
| | >25 cm | benthivor | |
| spiering | <15 cm | planktivor | Grote spiering wordt piscivor maar is schaars in het IJsselmeergebied. Ook eet spiering wel macrofauna (De Leeuw & Wiegerinck 2008) |
| Pos, bot en grondels | | benthivor | |

4.3.1 Planktivoren

Voor planktivore vis (vooral spiering en jonge vis van andere soorten) zien we gemiddeld een afname in het Markermeer, maar geen afname in het IJsselmeer (Figuur 8). Over de voedselbasis zelf, zoöplankton, zijn nauwelijks gegevens voorhanden. Wel zijn er veranderingen in de algensamenstelling (voedsel voor zoöplankton) bekend in zowel het IJsselmeer als Markermeer (o.a. Noordhuis 2010) maar daaruit is niet direct af te leiden in hoeverre daarmee de zoöplanktonproductie is veranderd in beide meren (KIMA 2022 en Noordhuis, ongepubliceerd).



Figuur 8. Veranderingen in biomassa (bestandsindices grote kuil/boomkor) per ecologische voedselgroep in IJsselmeer (boven) en Markermeer (onder).

4.3.2 Benthivoren

De indices voor biomassa benthivore vis (pos, grondels, grote brasem en grote blankvoorn) zijn duidelijk afgenomen in het Markermeer, maar er is geen duidelijke trend in het IJsselmeer, zij het dat de laatste jaren (sinds 2015) de biomassa duidelijk lager is. Hier moet bij vermeld worden dat de index voor benthivoren vooral pos betreft en dat de vangstefficiëntie van de grote kuil en boomkor beperkt is voor grote brasem en grote blankvoorn. Daardoor komt het signaal van deze grotere soorten (namelijk een sterke afname, zie figuur 5 en 6) niet goed tot uiting in figuur 8. Sinds ongeveer 2014 zijn invasieve Ponto-Kaspische grondels sterk opgekomen die mogelijk concurreren met andere bodemsoorten om voedsel en ruimte maar ook via predatie op visseneieren. Over veranderingen in de voedselbasis voor benthivoren is het een en ander bekend over de tweekleppigen. Driehoeksmossels zijn sterk afgenomen, maar sinds ca 2008 zijn de sterk daarop lijkende quaggamossels sterk toegenomen, met name in het zuidelijk IJsselmeer. De meeste van deze mosselen zijn waarschijnlijk weinig aantrekkelijk voedsel voor benthivore vissen, al is bekend dat grotere blankvoorn wel driehoeksmossels eet. Belangrijker voedsel voor de meeste benthivoren zijn wormachtigen. Over veranderingen in de wormengemeenschappen in het IJsselmeer en Markermeer is niet veel gerapporteerd, waar soorten als Tubifex vroeger algemeen waren zijn deze in recente studies dat nauwelijks. Verdonschot et al. (2021) constateren op basis van recente metingen een relatief arme benthosgemeenschap in het Markermeer. Daarnaast komen vele andere soorten macrofauna voor waaronder vlokreeften, aasgarnalen en dergelijke, waarvan veel soorten exoten uit het Ponto-Kaspisch gebied betreffen (Noordhuis 2010). Al met al hebben zich omvangrijke veranderingen in de

bodemfaunasamenstelling voorgedaan, inclusief een massale opkomst van nieuwe exoten, zonder systematische waarnemingen op grotere schaal, waardoor niet goed duidelijk is hoe groot de omvang van die veranderingen is, laat staan hoe die de voedselbasis van benthivore vis werkelijk hebben veranderd.

4.3.3 Piscivoren

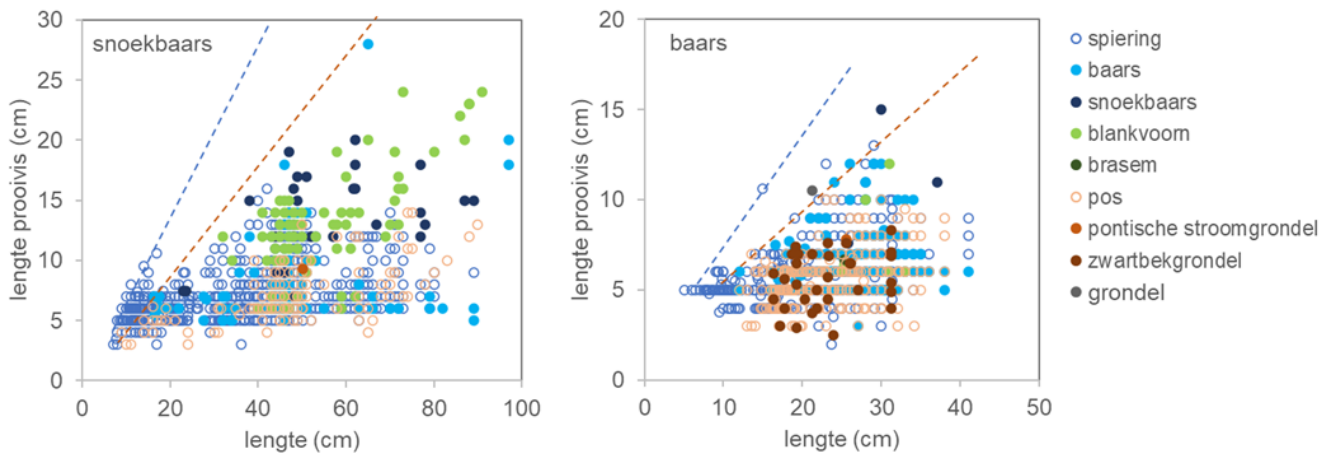
De biomassa piscivoren (baars en snoekbaars) kent schommelingen die samenhangen met het onregelmatig optreden van sterkere jaarklassen (Buijse 1992). In het IJsselmeer is een duidelijke afnemende trend waarneembaar in de biomassa van piscivoren. Ook in het Markermeer lijkt sprake van een afnemende trend sinds 1990, maar een aanzienlijk hogere biomassa sinds 2017, met name voor snoekbaars. Zoals beschreven in 4.2 is die toename grotendeels het gevolg van een sterke reductie van de visserijdruk in combinatie met sterke jaarklassen sinds 2017.

Jonge baars en snoekbaars eten als kleine juveniele vis voornamelijk zoöplankton, maar voegen al kleine vis toe aan het dieet zodra kleine vis beschikbaar is. Vanaf 15 cm zijn vrijwel alle baarzen en snoekbaarzen grotendeels piscivoor, dat wil zeggen dat veel snoekbaarzen al in het eerste groeiseizoen piscivoor worden; baarzen volgen meestal een jaar later. Het dieet van piscivore baars en snoekbaars bestaat vooral uit kleine prooivis: al vanaf een lengte van minder dan 10 cm worden spieringen gegeten (Figuur 9 en Tabel 3). Naarmate baars en snoekbaars groter worden, worden meer verschillende en grotere prooisorten gegeten. Hierbij wordt de maximale prooigrootte bepaald door de hoogte van de prooivis die altijd kleiner is dan de bekopening van de predator (*gape size limitation*, zie stippellijnen in Figuur 9 en details in 4.5.3). Ook voor grote roofvissen blijven echter de kleinere vissen de belangrijkste prooien: zelfs baarzen van 30-40 cm eten voornamelijk prooivis kleiner dan 10-12 cm en snoekbaarzen groter dan 60 cm eten zelden prooien groter dan 20 cm. De prooikeuze lijkt weinig selectief en volgt grotendeels het aanbod aan kleine prooivis (Rabaey 2001). In de jaren 1990 waren spiering, pos en kleine baars de belangrijkste prooien, in recente jaren neemt het aandeel spiering af en het aandeel grondels sterk toe, al blijven pos en kleine baars belangrijke prooien. De spieringstand is in de loop der jaren gedaald en sinds 2015 zijn invasieve soorten grondels zoals zwartbekgrondel en Pontische stroomgrondel ook een belangrijk deel van het dieet uit gaan maken maar ontbreken er nog systematische waarnemingen middels maaganalyses om dit aandeel goed te kunnen kwantificeren. Figuur 9 en Tabel 3 overschatten dus waarschijnlijk het belang van spiering en onderschatten (aanzienlijk) het belang van grondels in het dieet van baars en snoekbaars voor de afgelopen jaren.

De veranderingen in voedselbasis voor baars en snoekbaars kunnen goed geïllustreerd worden aan de hand van trends in de jaarlijkse bemonsteringen met grote kuil/boomkor voor verschillende lengtegroepen piscivoren: prooivis kleiner dan 11 cm (voedselbasis voor baars en nuljarige snoekbaars), prooivis kleiner dan 18 cm (voedselbasis voor snoekbaars tussen 20 en 60 cm) en prooivis kleiner dan 31 cm (prooivis voor snoekbaars groter dan 60 cm), Figuur 10. (N.B. de fractie spiering wordt onderschat omdat niet de hele waterkolom wordt bevestigd, zie Mous 2000).

Tabel 3. Samenstelling van dieet (%) op basis van aantal prooivis aangetroffen in magen van baars en snoekbaars in verschillende grootteklassen. Zelfde data als in Fig. 12 (voornamelijk data van jaren 1990).

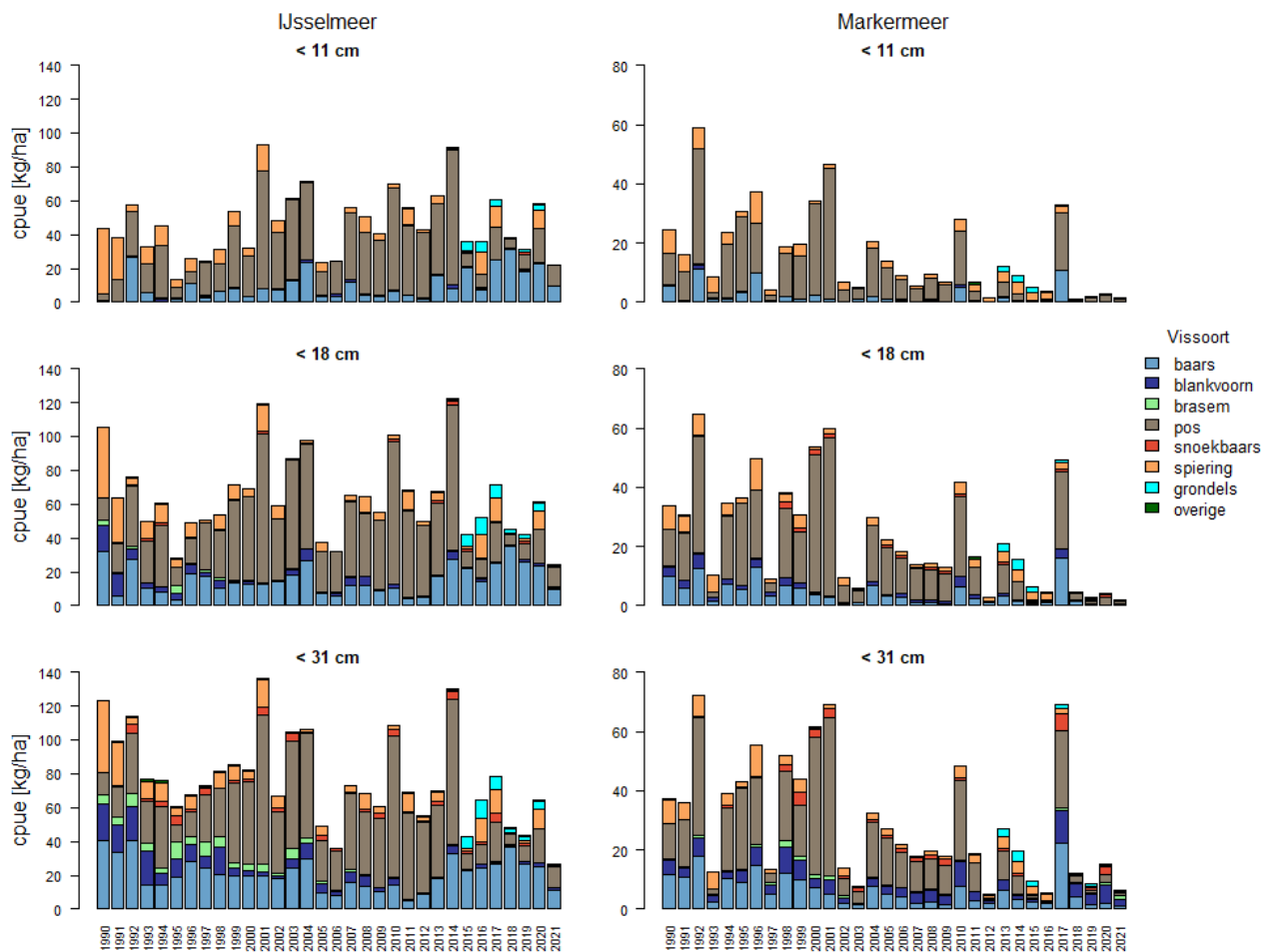
| | spiering | baars | snoekbaars | blankvoorn | brasem | pos | grondels | n |
|-------------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|----------|-----|
| baars | 344 | 113 | 4 | 6 | 1 | 211 | 33 | 712 |
| <15 cm | 83.5 | 3.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.9 | 0.0 | 85 |
| 15-25 cm | 47.8 | 12.9 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 33.0 | 6.1 | 364 |
| 25-40 cm | 37.1 | 23.9 | 1.5 | 1.9 | 0.4 | 30.9 | 4.3 | 259 |
| snoekbaars | 449 | 73 | 27 | 69 | | 105 | 1 | 724 |
| <15 cm | 94.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.7 | 0.0 | 88 |
| 15-25 cm | 82.3 | 7.1 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 8.8 | 0.0 | 113 |
| 25-40 cm | 75.4 | 13.1 | 0.8 | 2.3 | 0.0 | 8.5 | 0.0 | 130 |
| >40 cm | 44.5 | 12.2 | 6.1 | 16.8 | 0.0 | 20.1 | 0.3 | 393 |



Figuur 9. Lengte van prooivis in relatie tot lengte van snoekbaars (links) en baars (rechts) op basis van maaganalyses (voornamelijk jaren 1990, data Wageningen Marine Research). De stippellijnen geven aan welke lengte maximaal gegeten kan worden (hoogte bek = hoogte vis; gape-size limitation)(blauw: spiering; bruin: pos, baars en blankvoorn).

Duidelijk is dat het prooivisbestand voor alle drie de categorieën in het Markermeer sterk is afgenomen sinds 1990 met ongeveer een factor 3. Met name sinds 2018 was het prooiaanbod laag terwijl het bestand roofvis na de nettenreductie juist relatief hoog was. Het is mogelijk dat het lage prooivisbestand juist een gevolg is van predatie door roofvis (zogenaamd *top-down* effect), terwijl in voorgaande jaren door intensieve bevissing juist relatief veel prooivis aanwezig was en de hoeveelheid prooivis nauwelijks beperkend was, dat wil zeggen dat het zogenaamde *bottom-up* effect waarschijnlijk niet sterk was en de draagkracht voor roofvis niet werd bereikt wat betreft de voedselvoorziening. Lammens (1999) trekt dezelfde conclusies op basis van simulaties van het voedselweb in het IJsselmeergebied met behulp van model PISCATOR. De vraag is of in recente jaren met een veel lager prooiaanbod en groter piscivoor bestand snoekbaars het niveau van draagkracht wel wordt bereikt en een verdere groei van het bestand onwaarschijnlijk is.

In het IJsselmeer zijn de prooivisbestanden nauwelijks afgenomen sinds 1990, met uitzondering van spiering waarvan het bestand gemiddeld gehalveerd is. Daarentegen zijn invasieve soorten grondels in recente jaren een aantrekkelijke prooi gebleken. Het is mogelijk dat ook hier de afname in het roofvisbestand de predatiedruk op het prooivisbestand heeft verminderd. Ook voor het IJsselmeer geldt dat de voedselbasis tot dusver waarschijnlijk niet duidelijke beperkingen aan de draagkracht voor roofvis heeft opgelegd.



Figuur 10. Bestandsindices voor verschillende grootteklassen potentiële prooivis uit grote kuil-/boomkorsurvey in het IJsselmeer (links) en Markermeer (rechts).

Samenvattend laten bovenstaande analyses geen eenduidig beeld zien voor de verschillende voedselgroepen (planktivoren, benthivoren, piscivoren) en voor het IJsselmeer en Markermeer in ontwikkelingen van de bestanden of van (voor zover daar al voldoende informatie over is) de voedselbasis voor deze groepen.

4.4 Vergelijking met andere meren

Veranderingen in de productiviteit en de samenstelling van het visbestand van een meer kan het gevolg zijn van een verscheidenheid aan oorzaken, waarbij zoals beschreven in 4.1 de nutriëntbelasting (in het bijzonder fosfaat) als een van de sterkste factoren wordt beschouwd. Dit lijkt ook te gelden voor het IJssel- en Markermeer waar de laatste decennia een sterke afname van fosfaten gemeten werd en gemiddeld het visbestand is afgenomen. We constateerden echter ook dat temperatuurveranderingen, invasieve exoten en veranderingen in visserijdruk meespelen in de veranderingen in de visstand. Om nog een beter idee te krijgen welke factoren ingrijpende effecten op de visstand van grote meren kunnen hebben, en veranderingen in de draagkracht teweeg kunnen brengen, worden in dit hoofdstuk een aantal andere (grote ondiepe) meren onder de loep genomen waar aanzienlijke veranderingen in de visgemeenschap en totale visbiomassa zijn waargenomen (Tabel 4). Enkele van deze meren zijn op basis van kenmerken en karakteristieken vergelijkbaar met het IJssel- en Markermeer. Voor deze vergelijking zijn de aanlandingen vanuit de commerciële visserij (vangsten in ton) in combinatie met totale hoeveelheid fosfaten (in μg per liter) uitgezet over de tijd vanaf 1970 (of eerder).

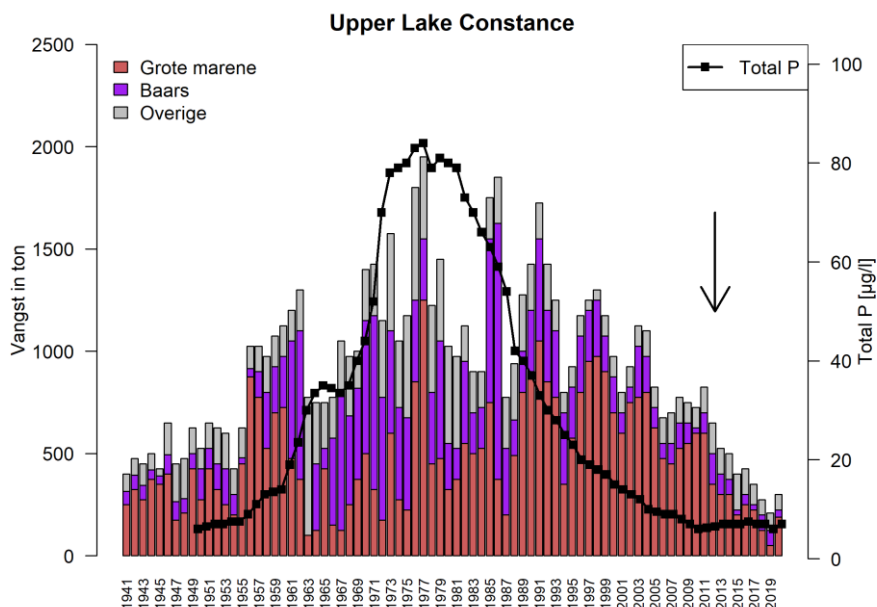
Tabel 4. *Overzicht van oppervlaktes, dieptes en fosfaatconcentraties (min – max) van de selectie andere meren gebruikt in deze studie ter vergelijking met het IJssel- en Markermeer.*

| | Bodenmeer | Niecogin | Oneida | Peipsi | Vörtsjärv | Koerse lagune | Michigan | Balaton | IJsselmeer | Markermeer |
|-------------------------------------|---|----------|---------|-------------------------|-----------|-----------------------|-----------|-----------|------------|------------|
| Land | Duitsland, Oostenrijk & Zwitserland | Polen | VS | Estland & Rusland | Estland | Litouwen & Rusland | VS | Hongarije | Nederland | Nederland |
| Oppervlakte [km²] | 536 | 26 | 207 | 3555 | 270 | 1584 | 49180 | 596 | 1137 | 695 |
| Gem. diepte [m] | 100 | 9,9 | 6,7 | 7,1 | 2,8 | 3,8 | 85 | 3,2 | 4,6 | 3,8 |
| Max. diepte [m] | 254 | 39 | 17 | 15,3 | 6 | 15,5 | 281 | 11 | 9,5 | 35 |
| Totaal-P [µg/l] | 5 - 85 | 20 - 450 | 15 - 65 | 25 - 55 | 35 - 65 | 85 - 255 | 1,5 - 3,5 | 25 - 110 | 20 - 350 | 20 - 250 |

4.4.1 Bodenmeer

Het Bodenmeer (Lake Constance) is weliswaar een aanzienlijk dieper meer (100 m) dan het IJsselmeer en Markermeer (Tabel 4) maar heeft wel een sterke mate van eutrofiëring doorgemaakt. In de begin jaren '50 van de vorige eeuw was het Bodenmeer nog een oligotroof meer met een fosfor (TP) concentratie van < 10 µg L⁻¹. In enkele decennia veranderde het in een meer met eutrofe condities met rond 1980 een P-concentratie van circa 80 µg.l⁻¹ (Figuur 11). De visproductie van het Bodenmeer volgde de toenemende fosfaatconcentraties. Daarnaast waren er ook negatieve effecten van de eutrofiëring. Zo vond er regelmatig algenbloei plaats en nam de helderheid van het water af (Zintz et al., 2010). In 1959 werd de Internationale Waterkwaliteit commissie voor het Bodenmeer (IGKB) opgericht. Deze commissie had de taak om de toenemende eutrofiëring een halt toe te roepen. Over de loop van jaren werden verschillende maatregelen getroffen om de P-concentratie van het Bodenmeer te verminderen. In het begin van deze eeuw was het Bodenmeer weer terug naar een oligotrofe situatie (IGKB, 2018). De gevolgen van de veranderingen in trofisch niveau op het visbestand waren goed zichtbaar (Figuur 11).

In de jaren van eutrofiëring waren er grote jaar-op-jaar fluctuaties in de biomassa van grote marene doordat de voortplanting in sommige jaren negatief werd beïnvloed door lage zuurstofgehalten (Rösch, 2014). De biomassa van grote marene nam in deze jaren gemiddeld af en deze periode kende een aantal dieptepunten in de populatieomvang van deze soort. De groei van vis was wel hoger, grote marene werd bijna 10 cm groter in hun 2^{de} levensjaar dan voorheen, waardoor een toenemend aandeel 1-jarige vis al in de zeer intensieve commerciële visserij belandde en werd onttrokken voordat deze had kunnen paaien (Thomas & Eckmann, 2007). De afname van grote marene werd opgevuld door een toename van baars. Dit kwam onder andere doordat in de eutrofe jaren baars van een piscivoor dieet naar een planktivoor dieet van voornamelijk Daphnia schakelde, dus naar een lager trofisch niveau. Nadat de P-concentraties weer afnamen werd baars weer piscivoor en nam het bestand van baars sterk af (Eckmann et al., 2006, Gerdaux et al. 2006). Daarentegen nam de populatie van grote marene weer toe, werd de voortplanting regelmatig, en bevatte de populatie weer oudere jaarklassen (Thomas & Eckmann, 2007).

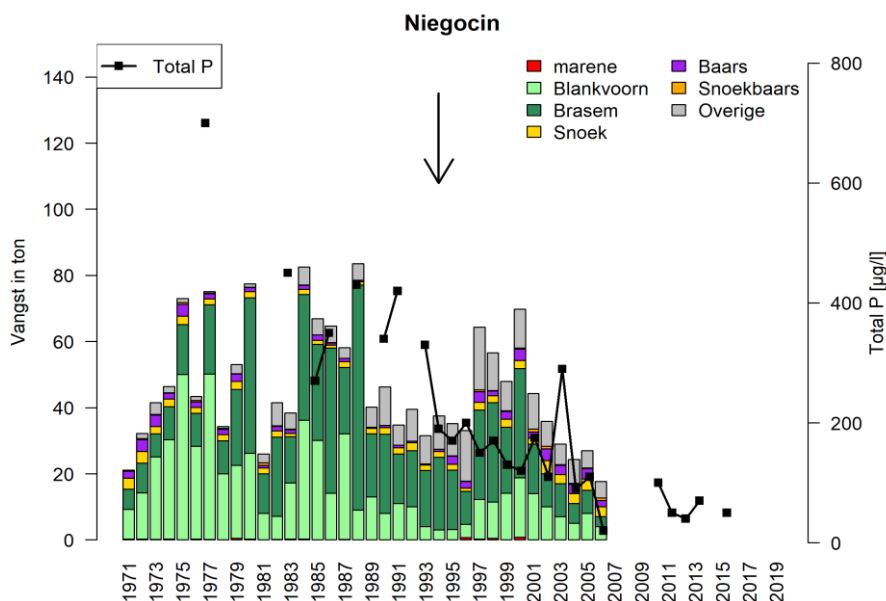


Figuur 11. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële en recreatieve visserij in ton en de concentratie fosfaten (Total P) in het Bodensee voor de jaren 1941-2020. De pijl geeft het moment aan (2012-2013) waarin er een enorme toename in de populatie driedoornige stekelbaars werd waargenomen. Gegevens zijn afgeleid uit; Bear et al., 2017, Rösch, 2014 en [Fangstatistiken – IBKF](#) (geraadpleegd op, 18-01-2023).

De commerciële visserij veranderde met de veranderingen in de P-concentratie en de daarmee samenhangende veranderingen in de visgemeenschap. Tot en met de begin jaren '50 waren de aanlandingen van de visserij stabiel en bestond hoofdzakelijk uit grote marene, daarnaast werden baars en wat andere (forel-)soorten gevangen. De toename in vangsten halverwege de jaren '50 is te wijten aan een verandering in vistuigen, katoenen netten in de standwantvisserij werden vervangen door nylon waardoor de vangstefficiëntie fors toenam. Met de stijgende P-concentraties in de jaren daarop namen de aanlandingen verder toe, met name de vangst van baars nam sterk toe. Echter, in de eutrofe jaren (1966-1990) waren zowel de vangsten van grote marene als baars erg onstabiel. Trekzalm verdween vrijwel geheel uit de vangsten en een toenemende hoeveelheid laagwaardige vis (brasem en blankvoorn) werd aangeland. Met afnemende P-concentraties namen de aanlandingen geleidelijk af (Gerdaux et al. 2006), vanaf het begin van deze eeuw was het Bodensee weer oligotroof (<10 µg/l). Ondanks de lage P-concentraties bleven, vanwege de hoge visserijdruk, de vangsten van grote marene onverminderd hoog tot 2011. In de jaren daarna namen de aanlanding sterk af, vermoedelijk mede door een enorme toename van driedoornige stekelbaars (2012), een exoot in het Bodensee die zich te goed doet aan larven van inheemse soorten en dient als concurrent voor zoöplankton (Roch et al. 2018). Naast eutrofiëring is een groot deel van de oevers van het Bodensee met verloop van tijd veranderd door menselijk toedoen, waarbij er veel paai- en opgroeigebieden zijn verdwenen. Cyprinidae soorten die afhankelijk zijn van natuurlijke land-waterovergangen (waterplanten) hebben hiervan negatieve effecten ondervonden. Begin jaren 1990 zijn een aantal oeverzones hersteld, waarbij in deze herstelde oeverzones grotere aantallen jonge vis werden waargenomen dan in de niet herstelde oevers (Bear et al., 2017).

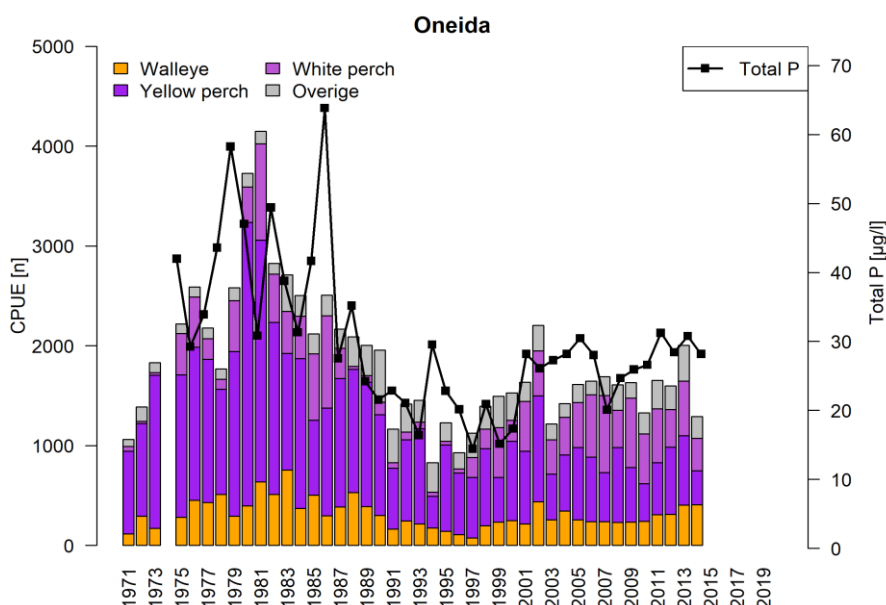
4.4.2 Niegocin

Niegocin (een groot meer in het noordoosten van Polen) illustreert eveneens het effect van een afname van fosfaatconcentraties op de aanlandingen van de commerciële visserij (Figuur 12). Tot aan het begin van de jaren '90 kwamen er via ongezuiverde riolering en vanuit de landbouw grote hoeveelheden fosfaat Niegocin binnen (Siuda et al. 2020). In 1994 kwam de rioolwaterzuiveringsinstallatie in werking waarna de fosfaatconcentratie sterk verminderde. Hiermee nam ook het doorzicht van het water toe, van minder dan 1 m doorzicht voordat de installatie in werking trad, naar een doorzicht van op zijn minst 1,8 m na 2000. Parallel aan deze veranderingen namen de aanlandingen van de commerciële visserij van 1999 structureel af, waarbij de laagste aanlandingen zijn geregistreerd in de meest recente jaren waarvan data beschikbaar is (Wolos et al., 2009).



Figuur 12. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële visserij in ton voor Niegocin en de concentratie fosfaten in het meer (Total P) voor de jaren 1971-2016. De pijl geeft het jaar aan (1994) waarin de rioolwaterzuiveringsinstallatie operatief werd. Gegevens zijn afgeleid uit Siuda et al., 2020 en Wolos et al., 2009.

4.4.3 Oneida

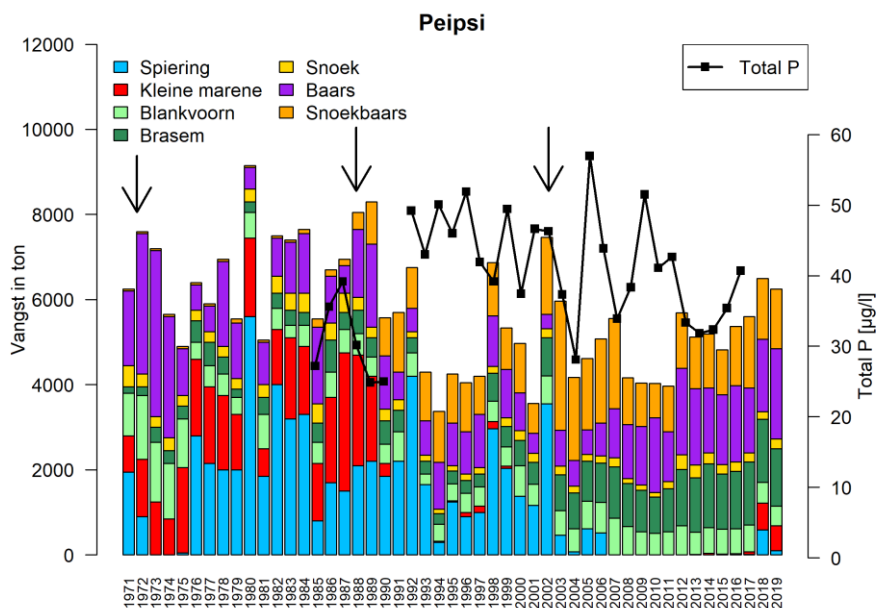


Figuur 13. Geregistreerde aanlandingen vanuit de staandwantsurvey in aantallen per inspanningseenheid [CPUE] voor Oneida en de concentratie fosfaten in het meer (Total P) voor de jaren 1975-2014. Gegevens zijn afgeleid uit; Rudstam (2015) en Rudstam & Jackson (2016).

Het ondiepe (6,7 m) Oneida meer gelegen in de Amerikaanse staat New York vertoont een opvallende overeenkomst tussen verandering in de gehalten fosfaat en de staandwantsurvey van baarsachtigen (Figuur 13). De fosfaatconcentratie nam aanzienlijk af in de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw dankzij de 'Great Lakes Water Quality Agreement'. Door de lagere fosfaatconcentraties zijn zowel de vangsten per inspanning van yellow perch (verwant aan de baars) als walleye (verwant aan de snoekbaars), de belangrijkste inheemse soorten, in aantallen afgenomen. Door de toegenomen helderheid van het meer is yellow perch meer bentisch gaan foerageren en groeit de soort in het eerste levensjaar sneller (Irwin et al., 2009; Fetzer et al. 2015). De toename van aquatische vegetatie in de oeverzone bij toenemende helderheid kan bijgedragen hebben aan de verandering van het foerageergedrag van deze soort (Zhu et al. 2006; Irwin et al. 2009). De toegenomen helderheid is echter een nadeel voor Walleye, die net als snoekbaars aangepast is aan het jagen in troebel water (Turesson & Brönmark, 2007; Irwin et al., 2016)

4.4.4 Peipsi

Vanwege de vele overeenkomsten wordt Peipsi op de grens van Estland en Rusland vaak gebruikt als referentie voor het IJsselmeer (van Eerden et al., 2007). Naast overeenkomsten zijn er ook substantiële verschillen tussen beide ondiepe meren. Ten eerste, daar waar in Peipsi de fosfaatconcentratie altijd laag was en sinds de jaren negentig is toegenomen, is dit in het IJsselmeer juist het tegenovergestelde. Daarnaast zijn de nog op grote schaal aanwezige land-waterovergangen kenmerkend voor Peipsi, terwijl in het IJsselmeer het overgrote deel van de oevers uit (stort-)stenen dijken bestaat. Ondanks een vermindering in nutriëntenverontreiniging is Peipsi, vanwege re-suspensie van fosfaat uit de bodem, nog steeds een eutroof meer (Tammeorg et al., 2013). Over de laatste decennia komt als gevolg van klimaatverandering extreem weer, zoals hittegolven, vaker voor en zijn de periodes met ijsbedekking in de winter korter geworden. Vanwege eutrofiëring zijn de gevolgen van hittegolven in de vorm van cyanobacteriën en algenbloei versterkt. Hierdoor kunnen zuurstofloze omstandigheden ontstaan die vervolgens weer op grote schaal vissterfte kunnen veroorzaken.



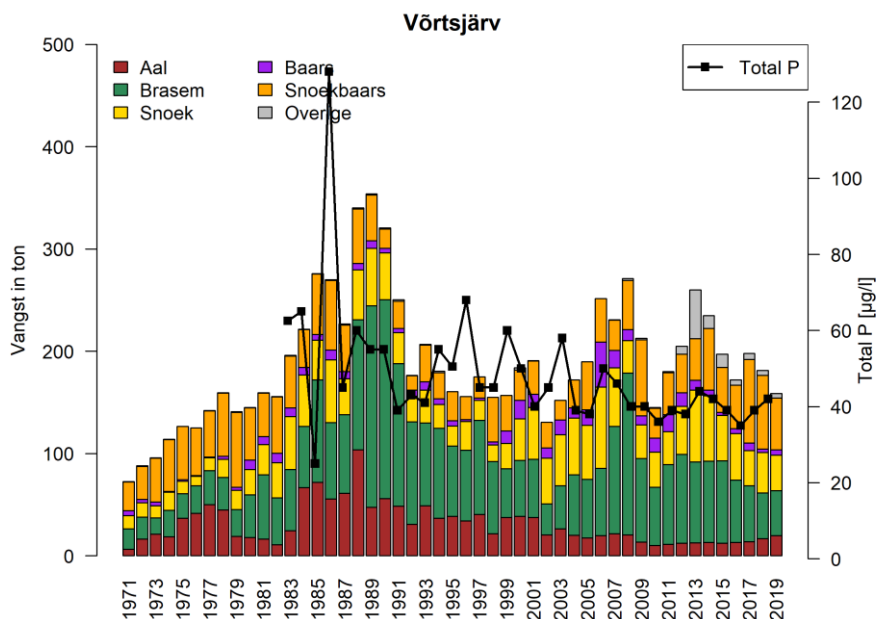
Figuur 14. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële visserij in ton voor het Peipsimeer en de concentratie fosfaten in het meer (Total P) voor de jaren 1971-2019. De drie pijlen geven de jaren (1972, 1988 en 2002) weer waarin op grote schaal vissterfte plaatsvond. Gegevens zijn afgeleid uit; Frumin et al., 2017, Tammiksaar & Kangur, 2020 en Estonian Fisheries.

De lijst met soorten die voorkomen in Peipsi is over de afgelopen tientallen jaren niet echt veranderd. Er is geen informatie over de introductie van exoten, van de inheemse soorten is aal nagenoeg verdwenen uit Peipsi als gevolg van de aanleg van een waterkrachtcentrale. Daarentegen hebben er wel grote veranderingen in de samenstelling van het visbestand plaatsgevonden, vaak na grootschalige vissterften. Deze veranderingen zijn ook terug te zien in de aanlandingsgegevens van de commerciële visserij (Figuur 14). In de uitzonderlijk warme zomer van 1972 (Kangur et al., 2013) vond een grootschalige sterfte van spiering plaats waarna enkele jaren geen spiering meer werd gevangen. Doorgaans is Peipsi in de winter voor een lange periode bedekt met ijs en maakt kleine marene daar dankbaar gebruik van voor de voortplanting. Het ijs beschermt namelijk de eieren in de paaigebieden tegen golfslag veroorzaakt door wind. Eind jaren tachtig, na een samenloop van extreme klimaatgebeurtenissen, stortte deze populatie kleine marene in en is deze populatie tot op de dag van vandaag hiervan niet hersteld. Eerst werd de populatie namelijk getroffen door een grootschalige vissterfte als gevolg van een extreme hittegolf in 1988. Vervolgens werden in de twee daaropvolgende winters (1989 en 1990) de kortste periodes met ijsbedekking ooit gemeten waardoor de eieren van kleine marene in de paaigebieden vroeg in het jaar door wind verloren zijn gegaan. In 1991 was kleine marene dan ook volledig uit de commerciële vangsten verdwenen (Kangur et al., 2020). Bij de vissterfte in 2002 als gevolg van klimaatextremen werden naast volwassen koudwater soorten als spiering ook juveniele vis en andere soorten zoals pos getroffen (Kangur et al., 2013). In 2007 was vervolgens ook spiering volledig verdwenen in de commerciële vangsten. Alhoewel geen van de

vissoorten volledig uit Peipsi is verdwenen, is het aandeel koudwater vissoorten met een tienvoud verminderd. Deze voorbeelden laten zien dat de combinatie eutrofiëring en extreme klimaatgebeurtenissen, welke vaker voorkomen als gevolg van klimaatverandering, drastische verschuivingen in de visgemeenschap in een meer teweeg kunnen brengen. Peipsi is van een koudwater, spiering-kleine marene gedomineerd meer eerst veranderd naar een snoekbaars-baars gedomineerd meer en vervolgens naar een warm en troebel water door baars-brasem gedomineerd meer (Kangur et al. 2007, Tammiksaar & Kangur 2020).

4.4.5 Vörtsjärv

In Vörtsjärv, een ander Ests meer dat in dimensies vergelijkbaar is met het Markermeer (Tabel 4), zijn net als in Peipsi grootschalige vissterftes sporadisch waargenomen. In tegenstelling tot Peipsi zijn deze vissterftes, voornamelijk na zeer strenge winters met een lange periode met ijsbedekking ontstaan waarbij het zuurstofgehalte drastisch afnam. Echter, in 2013 werd voor het eerst een vissterfte waargenomen in juni na een zeer snelle opwarming van het water (Kangur et al., 2016). Zolang de fosfaatconcentraties niet verder afnemen is het aannemelijk dat als gevolg van klimaatverandering extreme klimaatgebeurtenissen vaker gaan voorkomen en daarmee ook grootschalige vissterftes. De commerciële vangsten bestaan al voor het grootste deel uit soorten die warm en troebel water prefereren (Figuur 15). Voordat de eutrofiëring zijn piek bereikte (jaren '80) was er echter een commerciële visserij op koudwater-soorten kleine marene en spiering. Kleine marene verloor zijn commerciële waarde al eind '50 en de visserij op spiering is volledig gestopt in 1972 (Kangur et al., 2002). Of het verlies van deze twee soorten het gevolg is van extreme klimaatgebeurtenissen in combinatie met eutrofiëring zoals in Peipsi is echter niet bekend.



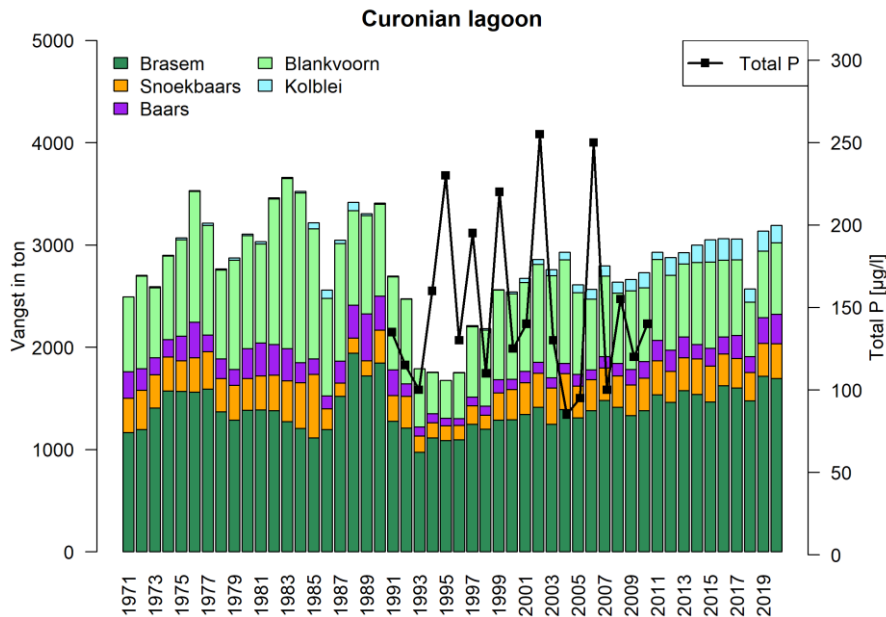
Figuur 15. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële visserij in ton en de concentratie fosfaten (Total P) in Vörtsjärv voor de jaren 1971-2019. Bron: Janatian et al. 2021; Noges et al. 2018; Fisheries Information Centre 2019, 2020.

4.4.6 Koerse lagune

De Koerse lagune (*Curonian lagoon*) in Litouwen is te vergelijken is met een groot ondiep zoetwatermeer (zoutgehalte fluctueert tussen 0 – 7 ‰) met een visserij op dezelfde schubvissoorten als in het IJsselmeergebied (Figuur 16). Naast de in Figuur 16 vermelde vissoorten wordt er ook commercieel gevist op spiering. Vanuit de Baltische zee migreert spiering in het (vroeg) voorjaar via de Koerse lagune de rivier(en) op om daar te paaien. Tijdens deze paaimigratie wordt in een kort tijdsbestek op spiering gevist, waarbij de jaarlijkse fluctuaties in aanlandingen afgespiegeld worden door veranderingen in het klimaat (Svagždys, 2009). Algenbloei komt vaak voor en met name in de laatste decennia is de intensiteit hiervan toegenomen ("hyperbloom") waarbij deze in enkele gevallen kunnen leiden tot grootschalige vissterfte. Ondanks de afname in externe fosfaattoevoer van o.a. de landbouw in de lagune zijn eutrofiëring (TP) en algenbloei nog niet afgenomen. De reden hiervoor

wordt toegeschreven aan de toenemende (water-)temperatuur (Aleksandrov et al. 2018; Olenina & Olenin, 2002). Vergelijkbaar met Vörtsjärvi hebben vissterftes tot op heden niet voor grote verschuivingen in de soortensamenstelling van de commerciële vangsten geleid zoals dat wel te zien is voor Peipsi.

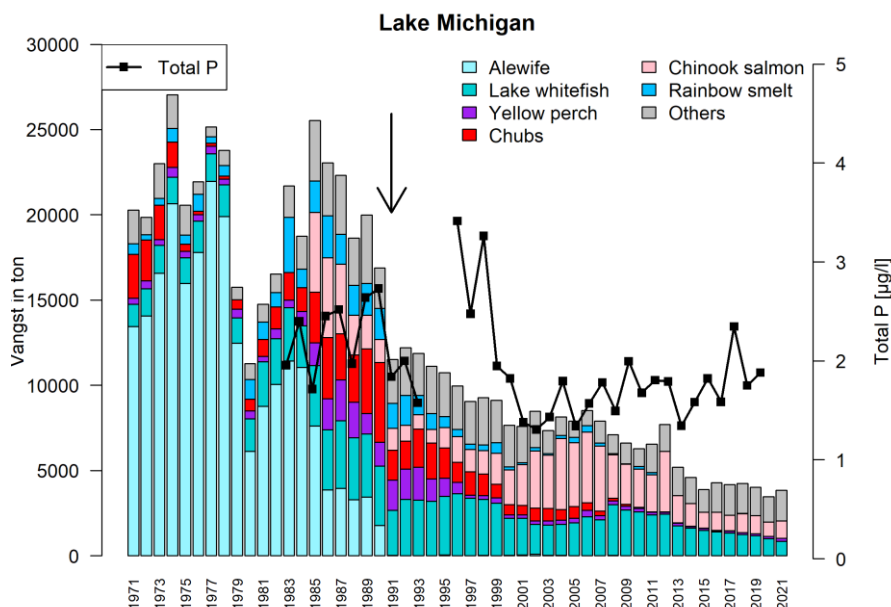
De zwartbekgrondel heeft zich, net als in veel andere meren, ook in de Koerse lagune gevestigd en komt inmiddels verspreid over de gehele lagune voor. Hier heeft zwartbekgrondel een plaats in het benthivore deel van het voedselweb en zodoende overlapt het dieet het meest met die van pos. Het is daarom ook in de lijn der verwachtingen dat de opmars van zwartbekgrondel een negatief effect heeft voor pos door concurrentie om hetzelfde voedsel. Roofvissen (en visetende vogels) hebben mogelijk geprofiteerd van deze opmars aangezien een groot deel van hun dieet inmiddels zwartbekgrondel bevat. Daarnaast heeft de predatie van piscivoren (vis en vogels) op zwartbekgrondel waarschijnlijk gezorgd voor een stabilisatie van deze exoot (Rakauskas et al., 2013).



Figuur 16. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële visserij in ton en de concentratie fosfaten (Total P) de Koerse lagune (Curonian lagoon) voor de jaren 1971-2019. Bron: Aleksandrov, 2018 en <https://fishsize.shinyapps.io/Catches/> (Geraadpleegd op 25-11-2022).

4.4.7 Lake Michigan

In het zeer voedselarme Michiganmeer (Lake Michigan) zijn net als in het IJsselmeer verschillende invasieve soorten terecht gekomen. In 1918 hebben er aanpassingen in het Wellandkanaal nabij de Niagara Falls plaatsgevonden, waardoor soorten zoals *Alewife* (Amerikaanse rivierharing) en de zeeprick gemakkelijk de *great lakes* in konden zwemmen (Eshenroder & Burnham-Curtis, 1999; Christie & Goddard, 2003). De zeeprick zorgde voor een vermindering van piscivore soorten, zoals de Amerikaanse meerforel. De Amerikaanse rivierharing kon hierdoor floreren omdat er weinig predatoren meer waren. In 1955 werd de 'Convention of Great Lakes' opgericht, een samenwerking tussen Canada en de Verenigde Staten. Een van de doelen was om de populatie zeeprikken aanzienlijk te verminderen, hetgeen succesvol gelukt is in de jaren 60. Vervolgens konden in de jaren daarna nieuwe zalmachtigen geïntroduceerd worden, waaronder Chinookzalm (Figuur 17). Gevolg was dat de piscivore biomassa herstelde en de Amerikaanse rivierharing werd teruggebracht (Madenjian et al. 2008).



Figuur 17. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële- en sportvisserij in ton voor Lake Michigan en de concentratie fosfaten in het meer (Total P) voor de jaren 1971-2021. De pijl geeft het jaar aan (1991) waarin een vangstverbod op Alewife is ingesteld. Alewife is een Amerikaanse rivierharing, lake whitefish is een houtingachtige, yellow perch een baars, chubs is te vergelijken met (kleine) marene en rainbow smelt is een spiering. Gegevens zijn afgeleid uit; Great Lakes Fishery Commision (GLFC), 2022 en GLENDa database.

Net toen de maatregelen het gewenste effect gaven op het visbestand en het ecosysteem deels hersteld was, kwamen in de jaren '80 en '90 weer nieuwe exoten in Lake Michigan. Vooral de *Dreissena* (driehoeks- en Quagga-) mosselen hebben een groot effect op het ecosysteem van Lake Michigan gehad. Deze *Dreissena* mosselen veranderden de structuur van rotsachtige bodems (ecosysteem engineering) en verminderden het beschikbaar voedsel voor inheemse soorten (Vanderploeg et al. 2002). De driehoeksmossel kwam als eerste eind jaren 80, gevolgd door de Quaggamossel eind jaren 90 die zowel de driehoeksmossel weer verdreef als inheemse vlokreeften nog verder terugdrong. De successie van de Quaggamosselen zorgde ervoor dat veel nutriënten werden opgeslagen in het bentische systeem (Nalepa et al., 2009). Omdat weinig inheemse soorten aangepast waren om deze mossel als voedselbron te eten verdween een groot deel van de voorheen beschikbare nutriënten uit het voedselsysteem voor vissen (Heckey et al., 2004). De sterke filtercapaciteit van de *Dreissena*-mosselen zorgde ervoor dat de concentratie fytoplankton in 2007 35% minder was in Lake Michigan dan voor de aanwezigheid van deze soorten en tegelijkertijd veranderde ook de zoöplankton samenstelling (Vanderploeg et al. 2010; Vanderploeg et al. 2012).

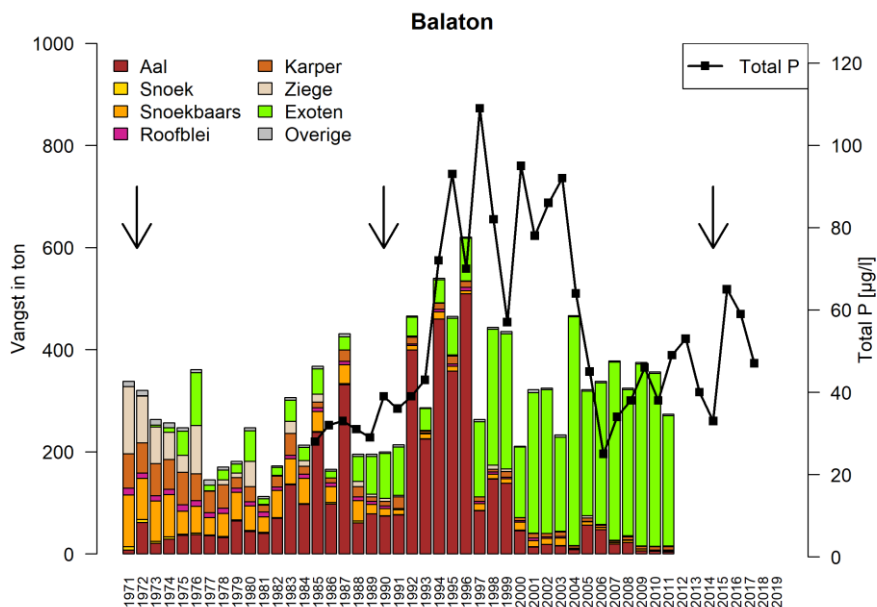
Sinds het herstel van toppredatoren in Lake Michigan eind jaren '80, is de populatie Amerikaanse rivierharing aan de lage kant (Figuur 17). Om te voorkomen dat Chinookzalmen geen prooi meer kunnen krijgen als gevolg van de achteruitgang van de populatie Amerikaanse rivierharing, is er een vangstverbod voor de beroepsvisserij op deze soort gekomen in 1991 (Michigan Government). De Quaggamossel heeft geen directe invloed op de rivierharing, maar de energie dichtheid per individu van deze soort is wel achteruitgegaan doordat hun lievelingsprooi, vlokreeften, drastisch in aantal verminderd is sinds de komst van de Quaggamossel (Nalepa et al. 2009). Dit laatste heeft weer gevolgen voor de Chinookzalm, die meer Amerikaanse rivierharingen moet eten om dezelfde energie als voorheen binnen te krijgen (Madenjian et al. 2006).

Lake Whitefish is een van de weinige soorten die zich aangepast heeft door *Dreissena* mosselen te gaan eten (Pothoven & Madenjian, 2008). Eind 2000 hebben ze zich vervolgens ook aangepast om de meer recent geïntroduceerde zwartbekgrondels te eten (Pothoven and Madenjian, 2008). Zwartbekgrondel leeft van de mosselen, maar eet ook eieren van inheemse vissoorten (Steinhart et al. 2004). Daarnaast is zwartbekgrondel een belangrijke speler in het voedselweb, omdat het op zijn beurt als prooi dient voor piscivore predatoren, waaronder Amerikaanse meerforel, forel en *Lake Whitefish* (Tingley et al. 2020).

Door succesvol beheer werd de zeepek en alewife teruggebracht naar gewenste hoeveelheden. Ondertussen hebben nieuwe invasieve soorten, voornamelijk de Quaggamossel, gezorgd voor grote veranderingen in het voedselweb. Door de filtercapaciteit van Quaggamosselen zijn in de pelagische zone minder nutriënten beschikbaar en is de zoöplanktensamenstelling sterk verminderd en daarnaast ook veranderd. Daarmee heeft er een verschuiving in het voedselweb van energie en nutriënten van de pelagische zone naar de benthische zone plaatsgevonden, veel hiervan is opgeslagen in de Quaggamossel. Deze soort heeft daarbij vlokreeften verdreven, een belangrijke voedselbron voor planktivore vissen zoals de Amerikaanse rivierharing en *Chub*. De energiedichtheid van deze soorten is lager geworden na de komst van de Quaggamossel en hoewel deze planktivore soorten zijn afgenomen blijven de precieze invloeden van de Quaggamossel complex. Het voedselweb van Lake Michigan ondervindt nog steeds, als gevolg van de invasieve soorten, veranderingen waardoor het voedselweb complex en moeilijk voorspelbaar blijft (Madenjian et al., 2015). Tot dusver is het nettoresultaat van de komst van de meeste exoten dat de draagkracht voor (inheemse) commerciële vissoorten aanzienlijk is afgenomen.

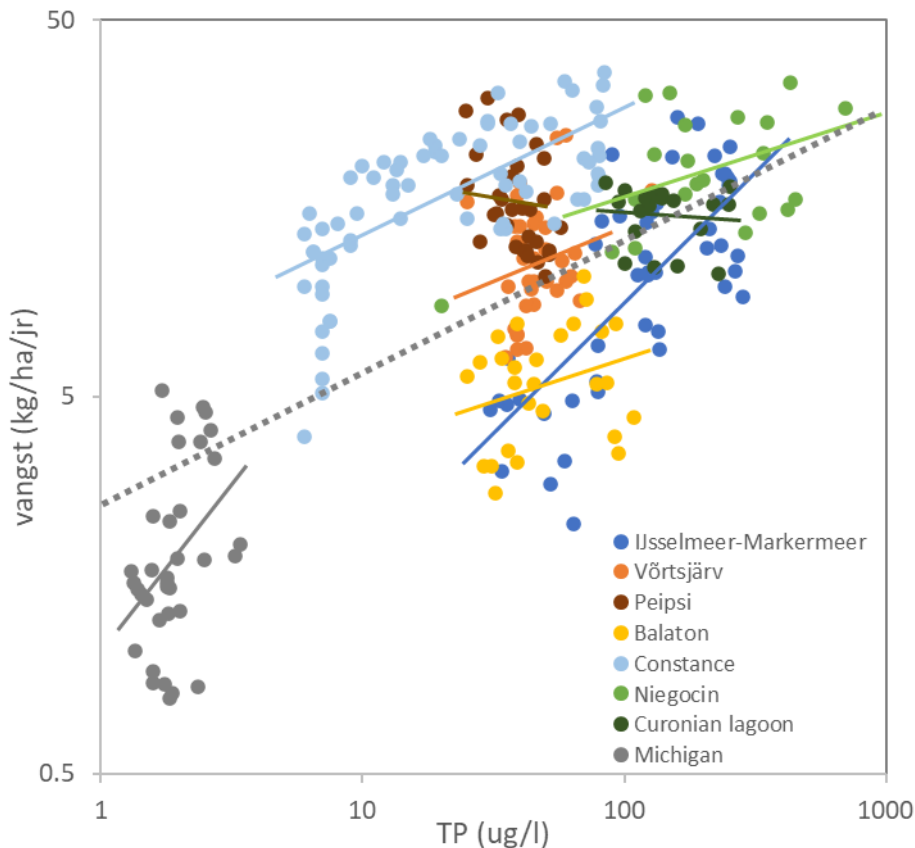
4.4.8 Balaton

Het ondiepe (3,2 m) Balatonmeer in Hongarije kent een lange historie van het uitzetten van vis en het introduceren van exoten. Dit wordt, naast het verdwijnen van natuurlijke land-waterovergangen, gezien als de grootste bedreiging voor de inheemse visgemeenschap. Om de soortenrijkdom en biomassa van commercieel hoogwaardige vis te vergroten werd al in het begin van de vorige eeuw begonnen met de uitzet van vis. Van de inheemse soorten werden Europese aal (discutabel of dit als inheemse soort in het Balatonmeer gezien mag worden) en karper op grote schaal uitgezet. Aal concurreerde met andere inheemse soorten, at (vis-)eieren en juveniele vis en wordt als oorzaak gezien van de instorting van enkele andere vissoorten (Specziár & Erös, 2015). Naast aal werden in 1972 voor het eerst een aantal karperachtigen uit voornamelijk Azië bewust of onbewust geïntroduceerd: zilverkarper, grootkopkarper en graskarper (als exoten in Figuur 18). De zilverkarper werd in de loop der jaren een van de belangrijkste soorten voor de visserij (Weiperth et al., 2014). In de jaren '90 bestonden de commerciële vangsten in het Balatonmeer voor ruim 60% uit exoten (Biro, 2000) en in de eerste jaren van de 21^{ste} eeuw was dit toegenomen tot 90% (Figuur 18; Weiperth et al., 2014). In de laatste decennia is uiteindelijk het management aangepast en weer gericht op het uitzetten van inheemse soorten om de populaties te laten herstellen. Zodoende is in 2014 ook besloten tot een verbod van de commerciële visserij en richt het management zich enkel op sportvisserij (Specziár & Erös, 2015).



Figuur 18. Geregistreerde aanlandingen vanuit de commerciële visserij in ton voor het Balatonmeer en de concentratie fosfaten in het meer (Total P) voor de jaren 1971-2018. De drie pijlen geven de jaren (1972, 1990 en 2014) weer, achtereenvolgens de introductie van (Aziatische) karpers, waterzuivering operatief en verbod van de commerciële visserij. Gegevens zijn afgeleid uit; Hatvani et al., 2020 en Weiperth et al., 2014.

4.4.9 Synthese veranderingen in grote meren



Figuur 19. Relatie tussen commerciële vangsten (kg/ha) en fosfaat (ug/l) binnen meren over de tijd (getrokken lijnen) en over de tijdseries van alle meren samen (stippellijn).

Nutriënten

Bovenstaande voorbeelden laten zien dat in grote meren, net als in het IJsselmeergebied, veranderingen in fosfaatconcentratie effecten hebben op soortensamenstelling, visbiomassa of vangsten in de commerciële visserij. Hoewel de variatie tussen verschillende meren groot is geldt een relatie tussen visvangsten en fosfaat niet alleen tussen meren maar ook binnen een meer (Figuur 19). Veel andere studies vinden ook een sterk verband tussen de fosfaatconcentratie en de visbiomassa (productie) in een meer, zowel tussen meren als veranderingen over de tijd in eenzelfde meer (Jeppesen et al. 2000, Jeppesen et al. 2010). Deze veranderingen lijken in de meeste gevallen omkeerbaar zolang zich geen andere veranderingen voordoen (zie hieronder). Dit geldt zowel voor voedselrijke meren waarin karperachtigen als blankvoorn en brasem domineren (bijvoorbeeld Niegocin, Vörtsjärv en de Koerse lagune) als in voedselarme meren als Bodenmeer en Oneida waar baarsachtigen een belangrijke rol spelen. Jeppesen et al. (2005) onderzochten voor 35 verschillende meren het effect van oligotrofiëring. Lagere nutriëntconcentraties verminderen de chlorofyl-a concentraties en verhogen zodoende het doorzicht. In ruim 80% van de meren nam de visbiomassa af bij afnemende fosfaatconcentraties. Bij lage nutriëntconcentraties neemt over het algemeen het aandeel piscivore vis toe en vindt er een verandering plaats naar soorten die doorgaans relatief veel zuurstof nodig hebben. Omgekeerd zorgt eutrofiëring en een toenemend risico voor algenbloei met lagere zuurstofwaarden juist voor een afname van deze soorten en een toename in soorten die warm en troebel water prefereren (eutrofe soorten).

Klimaat

Klimaatverandering heeft vaak niet direct een effect op de totale visbiomassa van een meer maar kan (indirect) wel voor verschuivingen in de soortensamenstelling zorgen zoals de tijdreeks in Peipsi illustreert. Koudwater soorten die zich aan de randen van hun verspreidingsgebied bevinden kunnen door toenemende watertemperaturen als gevolg van klimaatverandering hun positie in een meer verliezen. In plaats daarvan neemt het aandeel soorten die warm en troebel water prefereren toe. Ook

treden vaak verschuivingen op in biologische kenmerken van de visgemeenschap, zoals gemiddeld kleinere vis met een kortere levenscyclus, meer benthivoren en verschuivingen van open water naar meer oevergebonden benutting van voedselbronnen (Jeppesen et al. 2010). Bij hogere watertemperatuur kan de groei en productie van jonge vis toenemen, maar juist bij oudere vis afnemen waardoor de totale biomassa in een meer kan afnemen (Van Dorst et al. 2019). In combinatie met eutrofiëring zorgt klimaatverandering in veel gevallen voor een toename in de frequentie, en de omvang, van cyanobacterie-bloei. Deze gebeurtenissen kunnen grootschalige vissterfte veroorzaken en in uitzonderlijke gevallen kan dit voor een verschuiving in de soortsaamenstelling zorgen. Omgekeerd kunnen effecten van hogere watertemperaturen door klimaatverandering getemperd worden wanneer de fosfaatbelasting in een meer afneemt zoals Jeppesen (et al. 2010). Dit zou dus ook in het IJsselmeer en Markermeer het geval kunnen zijn.

Exoten

De introductie van soorten, inheems of uitheems, zorgt doorgaans voor concurrentie met (andere) inheemse soorten zoals in het Balatonmeer en Lake Michigan. Een geïntroduceerde soort kan een predatiedruk uitoefenen op een andere soort door de eieren en juveniele van deze soort te eten (Roch et al., 2018) en in enkele gevallen zodoende een inheemse soort doen verdwijnen. In andere gevallen kan concurrentie optreden om dezelfde voedselbronnen. Zodra een uitheemse soort efficiënter eenzelfde voedselbron dan een inheemse soort kan benutten, zal de desbetreffende inheemse soort hier in de meeste gevallen negatieve effecten van ondervinden. De introductie van exoten heeft veelal als gevolg dat het voedselweb in een meer complexer wordt, waardoor toekomstige veranderingen moeilijker te voorspellen zijn. Dit wordt mede veroorzaakt doordat het voedselweb uit balans gebracht is waarbij het meer nog steeds aan veranderingen onderhevig is totdat er een nieuwe balans gevonden is. In Lake Michigan is de verschuiving van het voedselweb naar een benthisch systeem, waarin voedingsstoffen als het ware opgeslagen worden in *Dreissena*-mossels en niet ten goede komen aan de visstand, daar een voorbeeld van.

Fysische veranderingen

Door menselijk toedoen worden oevers van meren vaak aangetast. Natuurlijke land-waterovergangen zijn verdwenen en daarvoor zijn doorgaans (stort-) stenendijken, havens en bebouwing in de plaats gekomen (Munsch et al., 2017; Schmieder, 2004; Wensink & Tiegs, 2016). Natuurlijke landwater-overgangen hebben vaak een flauw talud waardoor de litorale zone breed en rijk is aan zowel oevervegetatie als ondergedoken waterplanten. Dit soort oevers staan bekend om hun hoge productiviteit en functie als paai- en opgroeigebied voor vis, waarbij met name plant minnende (limnofiele) soorten erg afhankelijk zijn van dit type habitat. Stort-stenendijken daarentegen hebben een stijl talud waardoor de litorale zone erg smal is en veel minder oevervegetatie en ondergedoken waterplanten bevat met soms nadelige gevolgen voor de visstand zoals in het Bodenmeer. In meren waar van nature geen hard substraat voorkomt kan de aanleg van stenen oevers (*rip-rap*) ook de vestiging van uitheemse soorten, zoals zwartbekgrondel, in de kaart spelen omdat een nieuw en geschikt habitattype wordt gecreëerd (Czeglédi et al., 2019; Roche et al., 2021). Met name limnofiele soorten die de oeverzone als paai- en opgroeigebied gebruiken ondervinden negatieve effecten van deze veranderingen in de oeverzone wat zich door kan vertalen naar het gehele meer (Brauns et al., 2011; Duncan & Kubečka, 1995; Vadeboncoeur et al., 2011).

4.5 Veranderingen in groei

Groei van vis is afhankelijk van temperatuur, de grootte van de vis zelf en het voedselaanbod (milieuomstandigheden). Veranderingen in watertemperatuur en voedselaanbod kunnen dus een direct effect hebben op de groei van vis. Hogere watertemperaturen hebben doorgaans een gunstig effect op de groeisnelheid van vis mits het voedselaanbod in voldoende mate aanwezig is om in de hogere voedselbehoefte als gevolg van een verhoogd metabolisme te voorzien. De mate waarin de groei wordt beïnvloed door watertemperatuur is soortspecifiek, iedere soort heeft zijn eigen temperatuurvoorkeuren en tolerantieniveaus (o.a. Raat, 1990; Karås & Thoresson, 1992; Hölker, 2003; Frisk et al., 2012). Vanwege de relatie met het voedselaanbod kan groei een indicatie geven voor de draagkracht: wanneer de aantallen vissen die van een bepaalde voedselbron leven het

maximum bereiken van wat er aan voedsel door het systeem kan worden geproduceerd zal de concurrentie om voedsel zo groot worden dat de groei beperkt wordt en/of de aantallen niet verder toe kunnen nemen. Draagkracht uit zich dan door de mate waarin zogenaamde dichtheidsafhankelijke groei (minder groei bij hogere visdichtheden) en/of dichtheidsafhankelijke sterfte (bij hoge dichtheden lagere overlevingskans). In hoeverre draagkracht zich uit in dichtheidsafhankelijke groei of in sterfte en in welke levensstadia die processen voornamelijk optreden en uiteindelijk de visstand en populatieopbouw bepalen kan variëren en is niet altijd goed te onderzoeken (Irwin et al. 2009, Stige et al. 2019).

In dit hoofdstuk wordt de focus gelegd op nuljarige vis van de eerder besproken schubvissoorten snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem. De keuze voor nuljarige vis is omdat veruit de meeste planktivor zijn en concurreren om min of meer dezelfde voedselbron. Bovendien is de groei van nuljarige vis eenvoudig te bepalen op basis van de lengte van de nuljarigen aan het einde van het groeiseizoen, die doorgaans goed te onderscheiden zijn van oudere vis in de lengteverdelingen in de jaarlijkse visstandbemonsteringen. Deze bemonsteringen leveren eveneens goede indices van de omvang van het jonge visbestand (ofwel de dichtheid en dus de relatieve concurrentie om voedsel). De temperatuur-afhankelijke groei van oudere vis wordt besproken in Tien et al. (2023).

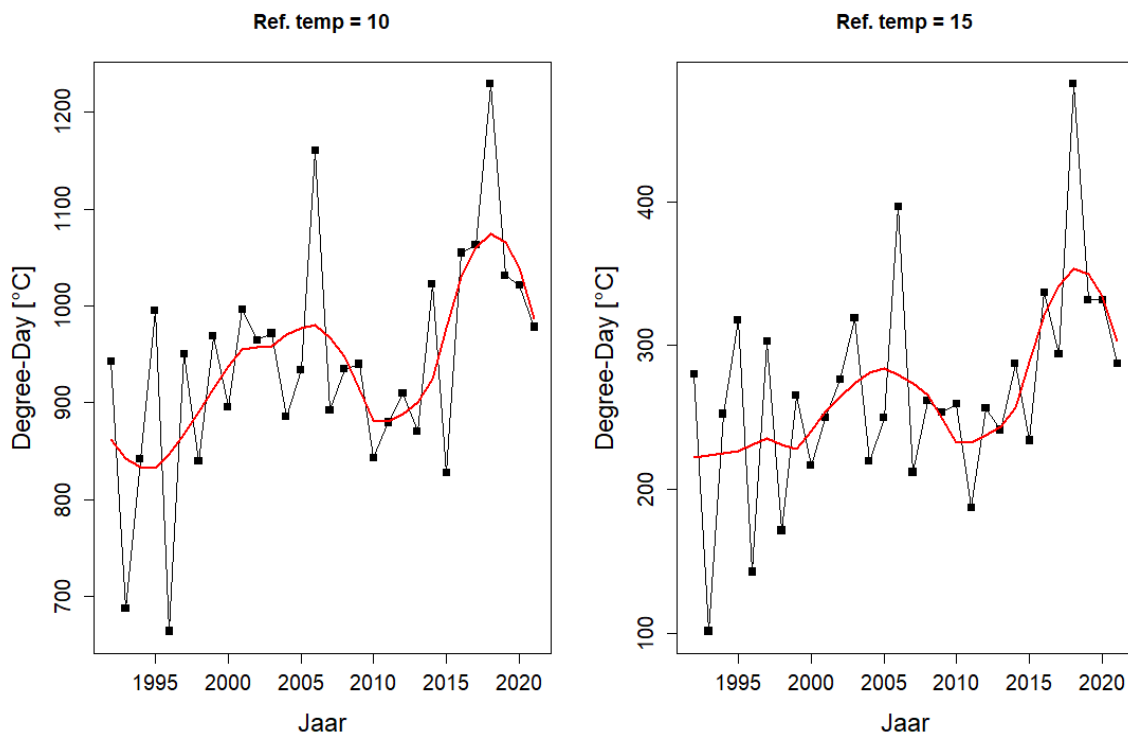
Om een mogelijk effect van draagkracht op de groei te onderzoeken is naast temperatuur en de dichtheid van nuljarige snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem (uitgedrukt als *cpue*, *catch-per-unit-of-effort*) ook de fosfaatconcentratie meegenomen in een multivariabele lineaire regressie model om de gemiddelde lengte van nuljarige vis te voorspellen. Tijdens de data exploratie kwam naar voren dat temperatuur en fosfaat een negatieve correlatie vertonen, en er dus sprake is van collineariteit tussen deze twee verklarende variabelen (Bijlage 1), waarbij gemiddeld over de onderzoeksperiode de watertemperatuur toeneemt en de fosfaatconcentraties afnemen. Omdat over de onderzoeksperiode de groei gemiddeld toenam (zie onder) is vervolgens besloten om de concentratie fosfaat verder niet mee te nemen in de multivariabele regressie, en alleen temperatuur en de dichtheid (*cpue*) nuljarige vis op te nemen als verklarende variabelen voor de groei van de belangrijkste vissoorten. Model validaties van de regressies werden uitgevoerd door residuals te plotten tegen voorspelde waarden).

4.5.1 Temperatuur afhankelijke groei

De afgelopen drie decennia is de gemiddelde watertemperatuur met ruim 1°C toegenomen (Tien et al., 2023). Om te onderzoeken voor welke soorten de toegenomen watertemperatuur een effect heeft op de groei, is de gemiddelde lengte van nuljarige vis per soort uitgezet tegen een temperatuur proxy *Degree-Days*; het cumulatieve aantal van per dag berekende aantal graden (daggemiddelde) boven een referentietemperatuur (T_{ref}) binnen een vastgestelde periode met een potentiaal voor groei (hier groeiseizoen). Degree-Day is vervolgens als volgt berekend:

$$\sum \text{Degree-Days} = \sum ((T_{\max, i} + T_{\min, i}) / 2 - T_{ref})$$

Hierbij is $T_{\max, i}$ de maximale temperatuur die op dag i gemeten is en $T_{\min, i}$ de minimale temperatuur op dezelfde dag. T_{ref} is een soortspecifieke referentietemperatuur die aangeeft vanaf welke temperatuur de stofwisseling van een soort voldoende hoog is om groei te realiseren. \sum is de som van alleen de positieve degree days over een groeiseizoen. Voor het groeiseizoen waarover het aantal graden zijn gesommeerd is een periode geselecteerd van 1 mei tot en met 31 oktober. De vier vissoorten kennen op basis van de beschikbare literatuur een brede paaiperiode, waarvan de start van jaar op jaar kan veranderen omdat deze getriggerd wordt door de watertemperatuur. Gekozen is om 1 mei als startdatum te gebruiken, doorgaans worden voor 1 mei namelijk nog geen vislarven aangetroffen in het water. De periode is vervolgens afgekapt bij 31 oktober aangezien dit halverwege de bestandsmonitoring met de boomkor (FYMA) is. Daarnaast zullen vissen na deze datum ook nauwelijks meer groeien aangezien vissen voor aanvang van de winter investeren in wintervoorraden (lipiden) en niet meer in lengtegroei. Aan de hand van lengtesamenstellingen is per jaar een *cut-off* lengte per soort bepaald om zodoende de nuljarige vis te selecteren en hiervan de gemiddelde lengte te berekenen.

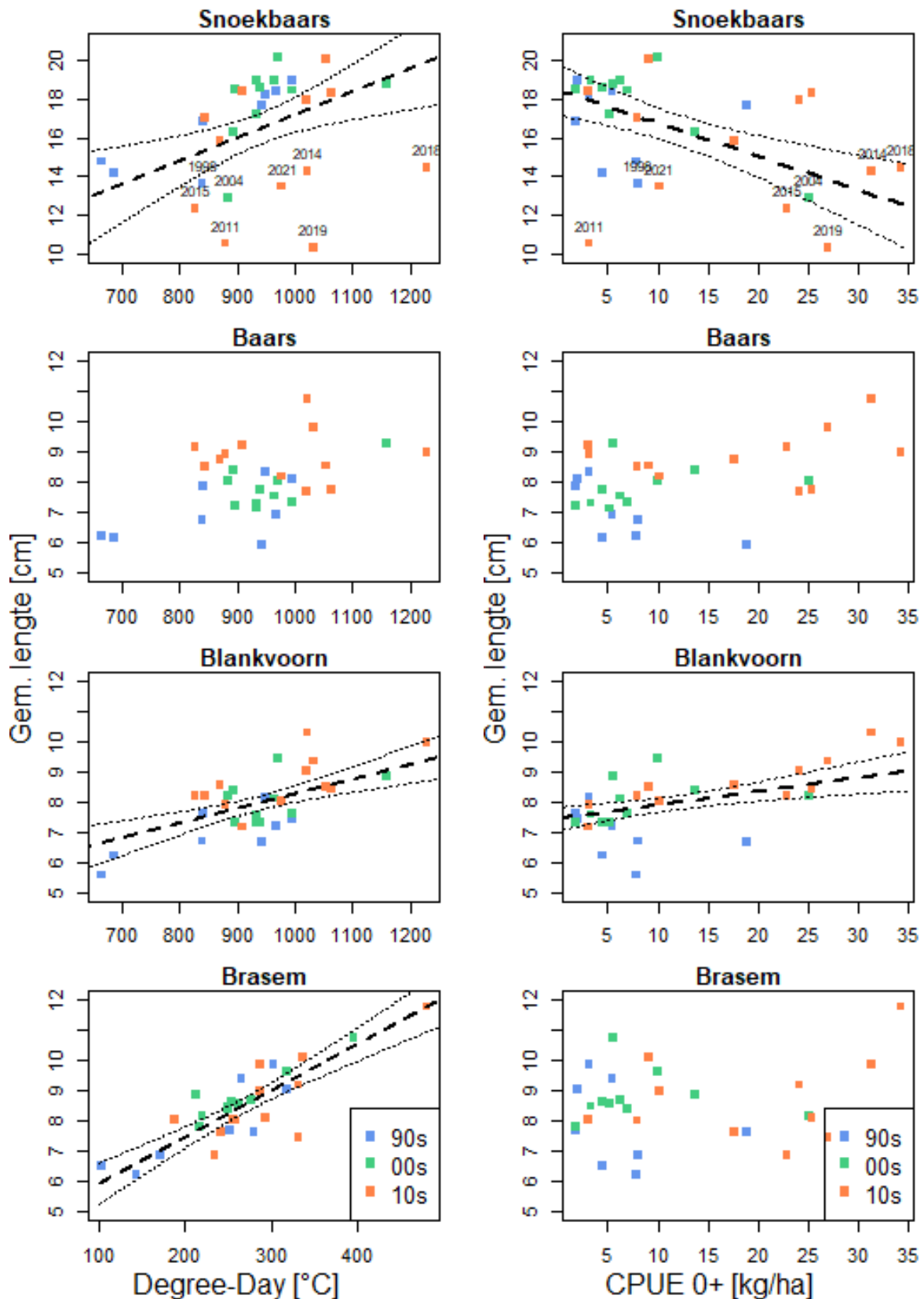


Figuur 20. Tijdsree van de temperatuursproxy Degree-Day, links voor een referentietemperatuur van 10°C en rechts van 15 °C. Door middel van een "loess" is een trendlijn (rood) door de data punten getrokken.

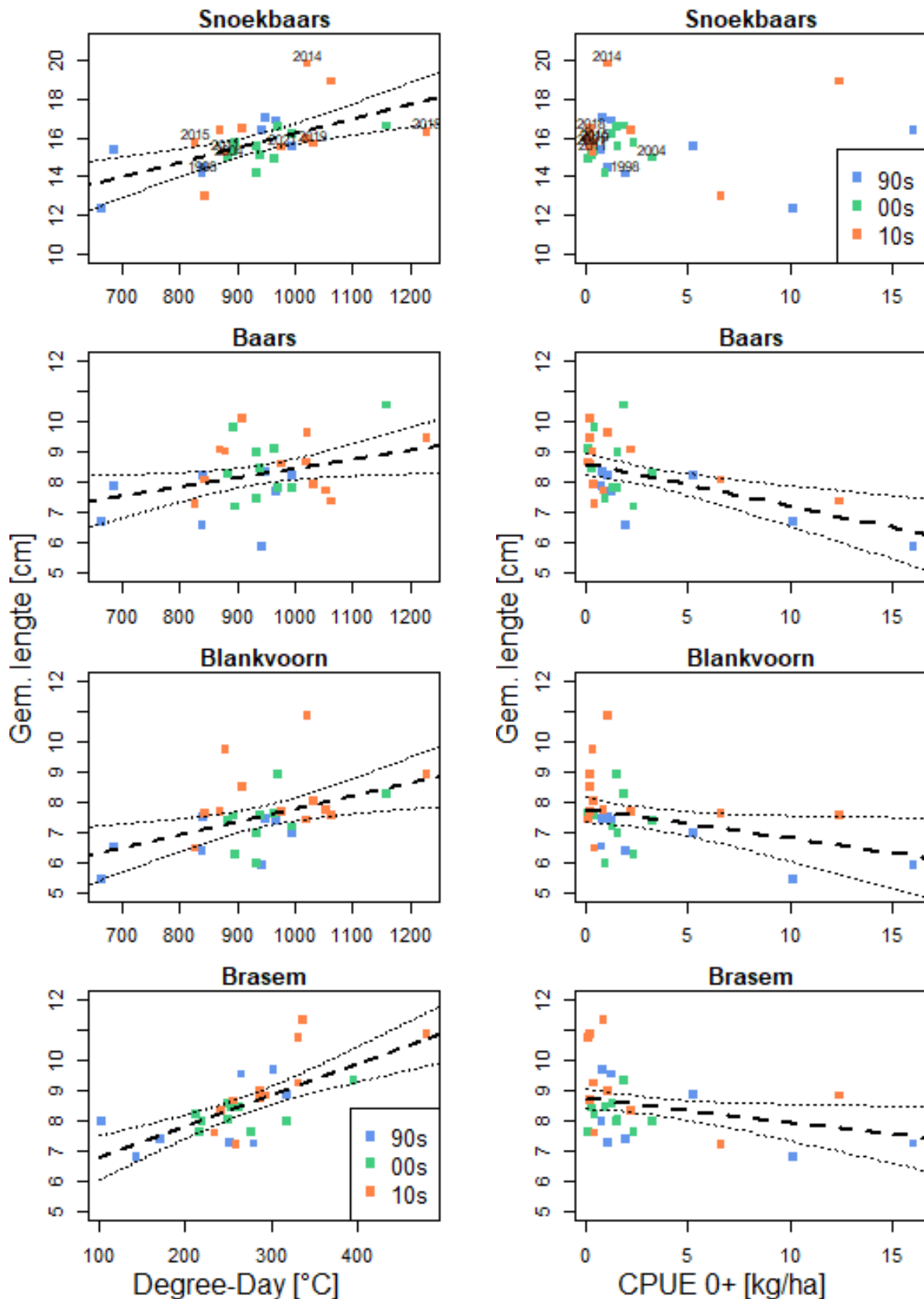
Op basis van voorgaand onderzoek is voor snoekbaars, baars en blankvoorn 10 graden als referentietemperatuur gebruikt, en voor brasem 15 graden (Mooij et al., 1994; Chezik et al., 2014; Figuur 20). In combinatie met het veronderstelde groeiseizoen, lopend van 1 mei tot en met 31 oktober, zijn uiteindelijk de temperatuur-lengte relaties voor zowel het IJsselmeer als het Markermeer gevisualiseerd waarbij de gemiddelde dichtheid van de vier schubvissoorten is gebruikt. De jaren zijn opgedeeld in drie periodes; 1992-1999 (90s), 2000-2009 (00s) en 2010-2021 (10s). Deze periodes zijn met verschillende kleuren in de figuren aangegeven om te zien of de relaties consistent zijn over de verschillende periodes of mogelijk ook samenhangen met andere veranderingen sinds 1990.

Voor alle vier soorten werden toenames in gemiddelde lengte van nuljarige vis gevonden met watertemperatuur (Degree-Day), zowel in het IJsselmeer (Figuur 21) als in het Markermeer (Figuur 22). Watertemperatuur verklaarde verschillen in lengte over de tijdreeks van circa 2 cm voor baars en blankvoorn en van 4 (Markermeer) tot 5 cm (IJsselmeer) voor brasem en snoekbaars. Vooral voor brasem is de relatie met temperatuur sterk significant. Opvallend is dat de gemiddelde lengte in het Markermeer voor alle vier soorten gemiddeld lager is dan in het IJsselmeer, ondanks dat de temperatuurontwikkelingen in beide meren gelijk zijn. Dit komt waarschijnlijk onder meer door zwevend stof in de waterkolom in het Markermeer die zowel de productie als de kwaliteit van het fytoplankton in het meer beperkt doordat sedimentdeeltjes aan algen klonteren tot vlokken (aggregaten) waardoor deze minder goed benut kunnen worden door zoöplankton dat vervolgens weer gevolgen heeft voor nuljarige planktivore vis (KIMA, 2022).

Hoewel in het IJsselmeer de toegenomen gemiddelde lengte van nuljarige snoekbaars deels verklaard kan worden door temperatuur, waarbij er een significante relatie is met Degree-Day, zijn er een aantal zeer afwijkende jaren waarbij de groei lager is (Figuur 20). Opvallend is dat vijf van de zeven jaren waarin de gemiddelde lengte sterk afwijkt in de meest recente periode (na 2010) vallen. Wanneer enkel de jaren 1992-2009 worden gebruikt, dan zou de temperatuur-lengte relatie nog aanzienlijk sterker zijn. In tegenstelling tot het IJsselmeer, zijn er in het Markermeer geen sterk afwijkende jaren waarin de lengte kleiner is dan verwacht mag worden op basis van temperatuur (Figuur 21). Mogelijke verklaringen hiervoor worden nader toegelicht in paragraaf 4.5.3.



Figuur 21. IJsselmeer; *Temperatuur-lengte relatie per soort (links) en CPUE-lengte relatie waarbij de CPUE van nuljarige van de vier soorten is gebruikt (rechts) voor het IJsselmeer. Hierbij is Degree-Day als temperatuur proxy genomen met een referentietemperatuur (T_{ref}) van 10 graden voor snoekbaars, baars en blankvoorn en 15 graden voor brasem. De geselecteerde periode is van 1 mei – 31 oktober. De geselecteerde periode is van 1 mei – 31 oktober. Indien de variabele Degree-Day of CPUE 0+ een significant effect heeft op de gemiddelde lengte, oftewel een p -waarde $< 0,05$, dan is met behulp van een lineair model een trendlijn ($\pm SE$) door de data gefit (Bijlage 1). De plots voor Degree-day zijn voor gemiddelde CPUE 0+ bepaald; plots voor CPUE 0+ voor gemiddelde Degree-day.*



Figuur 22. Markermeer; Temperatuur-lengte relatie per soort (links) en CPUE-lengte relatie waarbij de CPUE van nuljarige van de vier soorten is gebruikt (rechts) voor het Markermeer. Hierbij is Degree-Day als temperatuur proxy genomen met een referentietemperatuur (T_{ref}) van 10 graden voor snoekbaars, baars en blankvoorn en 15 graden voor brasem. De geselecteerde periode is van 1 mei – 31 oktober. Indien de variabele Degree-Day of CPUE 0+ een significant effect heeft op de gemiddelde lengte, oftewel een p -waarde < 0.05 , dan is met behulp van een lineair model een trendlijn ($\pm SE$) door de data gefit (Bijlage 1). De plots voor Degree-day zijn voor gemiddelde CPUE 0+ bepaald; plots voor CPUE 0+ voor gemiddelde Degree-day.

4.5.2 Dichtheidsafhankelijke groei

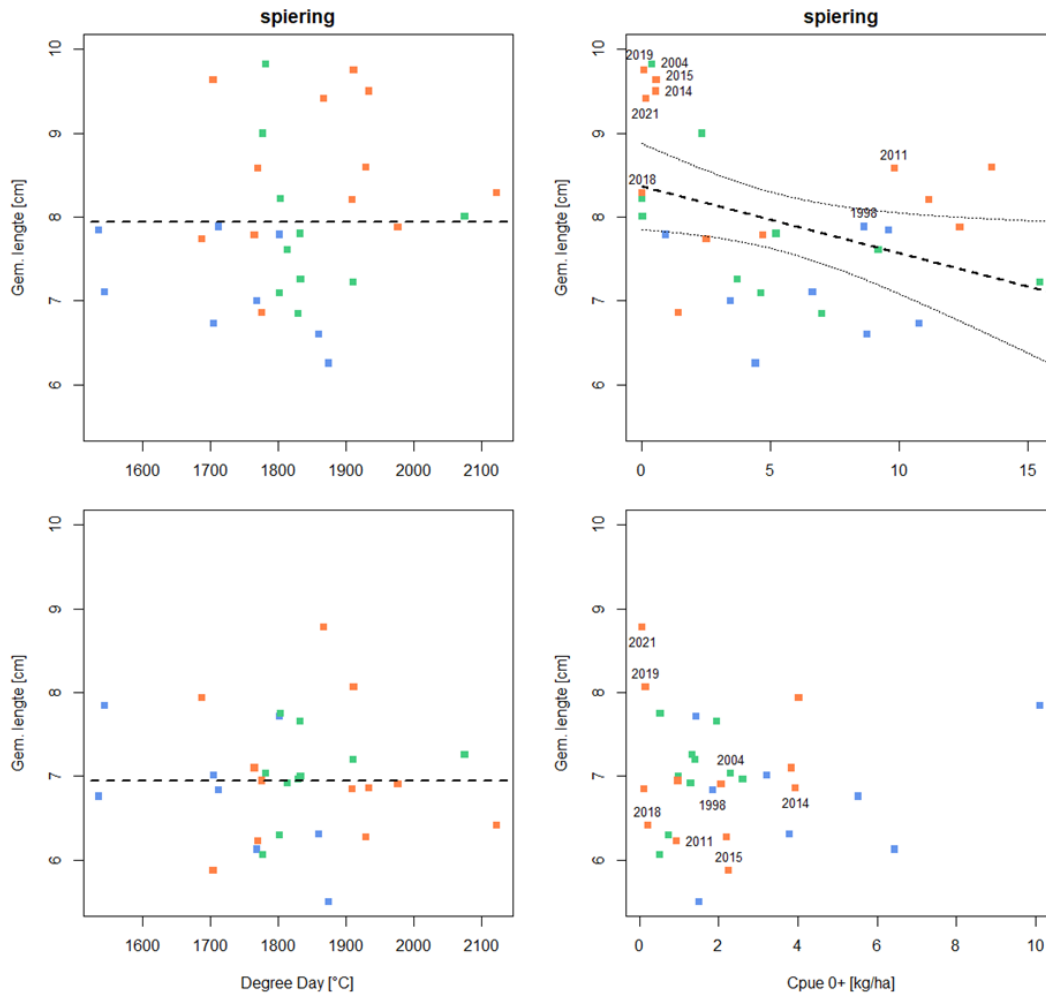
Om te onderzoeken of groei beperkt wordt door voedselgebrek (dichtheidsafhankelijk) is gekeken in hoeverre de groei afhankelijk is van de hoeveelheid concurrentie om dezelfde voedselbronnen. Dat kunnen soort- en leeftijdsgenoten zijn, maar ook andere soorten. In deze analyse wordt de focus gelegd op concurrentie tussen de vier algemene schubvissoorten (baars, blankvoorn, brasem en snoekbaars) binnen dezelfde leeftijdsgroep (nuljarige). De gemiddelde lengte per soort is daarvoor uitgezet tegen de dichtheid van de vier nuljarige schubvis samen omdat deze grotendeels planktivoor zijn en dus concurreren om dezelfde voedselbron. De dichtheid-lengte relaties voor zowel het IJsselmeer (Figuur 21) als het Markermeer (Figuur 22) zijn op basis van het multivariabele lineaire regressie model verkregen door gebruik te maken van de gemiddelde degree-days als proxy voor temperatuur over de periode 1992-2021. Indien sprake is van een negatieve relatie tussen biomassa en de gemiddelde lengte, dan zou de groei dichtheidsafhankelijk kunnen zijn (zoveel vis die concurreert dat de groei vertraagt en er sterfte door voedselgebrek op kan treden), en dat er sprake is van het bereiken van de draagkracht voor deze soort.

In het IJsselmeer lijkt enkel voor snoekbaars een duidelijke dichtheidsafhankelijke groei-relatie te zijn: de gerealiseerde lengte in hetzelfde jaar neemt af met de dichtheid nuljarige schubvis. Dat lijkt voornamelijk te komen door dezelfde recente jaren die voor afwijkingen zorgden in de lengte-temperatuur (degree-days) relatie voor snoekbaars. In de volgende paragraaf worden deze relaties nader onderzocht. Voor baars, blankvoorn en brasem werden geen negatieve lengte-dichtheids relaties gevonden in het IJsselmeer (en voor blankvoorn zelfs een positieve relatie) en zijn er geen aanwijzingen voor dichtheidsafhankelijke groei onder de nuljarigen. Voor de lengte van baars na hun eerste groeiseizoen lijkt het bijvoorbeeld niet uit te maken of dichtheden nuljarigen van ca 1 of meer dan 25 kg per hectare voorkomen. Mogelijk werd alleen in de jaren '90 (blauw) kleinere nuljarige baars gevonden bij een hogere dichtheid (Figuur 21). In tegenstelling tot het IJsselmeer is er in het Markermeer geen lengte-dichtheid relatie voor snoekbaars. Voor baars, blankvoorn en brasem werd wel een afname van de lengte na het eerste groeiseizoen waargenomen met toename van de dichtheid nuljarige schubvis (Figuur 22). Het aantal jaren met hoge dichtheden nuljarigen waarbij kleinere lengtes werden gemeten is echter zeer beperkt. Toch zijn de gevonden lengte-dichtheid relaties significant. Het feit dat er geen duidelijke relaties in het IJsselmeer zijn gevonden tussen de gemiddelde lengte en dichtheid van nuljarige vis voor baars, blankvoorn en brasem betekent niet dat dichtheidsafhankelijke groei niet al eerder in het seizoen is opgetreden. In deze analyse zijn de gegevens van de bestandsmonitoring gebruikt welke in het najaar wordt uitgevoerd, terwijl dichtheidsafhankelijke groei-effecten al in de zomer kunnen optreden wanneer de dichtheden van nuljarige vis en de voedselbehoefte hoog zijn. Als gevolg van dichtheidsafhankelijke groei kan ook dichtheidsafhankelijke sterfte in de zomer zijn opgetreden waardoor het bestand vervolgens voldoende is uitgedund om de rest van het seizoen toch nog een redelijke groei te realiseren. Het bereiken van de draagkracht door voedselgebrek is dus niet altijd goed waarneembaar in visstandbemonsteringsgegevens. Irwin et al (2009) onderzochten dichtheidsafhankelijke groei en sterfte gedurende het groeiseizoen bij *yellow perch* in het Oneida meer en constateerden dat dichtheidsafhankelijke groei optrad in bepaalde juveniele fasen. Daarnaast zijn er studies die laten zien dat dichtheidsafhankelijke groei bij jonge vis maar in beperkte mate voorkomt omdat variatie in lichaamsreserves en groei beperkt is en dat voedselconcurrentie of concurrentie om habitats zich in eerste instantie uit in verhoogde sterfte (Stige et al. 2019). Daarnaast laten veel studies aan jonge vis zien dat groei een sterke respons vertoont met watertemperatuur (zoals in de hier besproken soorten voor IJsselmeer en Markermeer) maar effecten van nutriënten en dichtheidsafhankelijkheid in groei minder evident zijn of niet worden gevonden (Bolle et al. 2021, Langan et al. 2023).

4.5.3 Veranderingen in groei van snoekbaars in het IJsselmeer

Ondanks dat in het IJsselmeer wel een positieve relatie tussen temperatuur en gemiddelde lengte van nuljarige snoekbaars werd gevonden (Figuur 21), zijn er een aantal zeer afwijkende jaren die niet geheel verklaard kunnen worden door temperatuur, maar wel voornamelijk optraden bij een hogere dichtheid nuljarige schubvis. Opmerkelijk is vooral het aantal recente jaren waarin de nuljarige

snoekbaars klein is in het IJsselmeer, ondanks relatief hoge temperaturen in deze jaren. Deze afwijkende jaren zijn enkel in het IJsselmeer aangetroffen en betreft de volgende jaren: 1998 (lichte afwijking), 2004, 2011, 2014, 2015, 2018, 2019 en 2021 (Figuur 21 linksboven). Deze jaren zorgden niet voor afwijkende groei bij de andere soorten. Bovendien was in het Markermeer de gemiddelde lengte van snoekbaars voor deze zelfde jaren ook niet afwijkend in relatie tot de waargenomen temperatuur (Figuur 22). Omdat de temperatuur-ontwikkelingen in beide meren nauwelijks verschillen kan het verschil in groei wellicht worden veroorzaakt door verschillen in de voedselsituatie tussen beide meren, waarbij van belang is dat in tegenstelling tot de andere schubvissoorten die planktivoor zijn gedurende hun hele eerste levensjaar, snoekbaars meestal al in het eerste groeiseizoen overschakelt op een dieet van vis waarbij spiering van groot belang is (zie 4.3.3).



Figuur 23. *Temperatuur-lengte relatie (links) en CPUE-lengte relatie waarbij de CPUE van nuljarige spiering is gebruikt voor het IJsselmeer (boven) en Markermeer (onder). Hierbij is Degree-Day als temperatuur proxy genomen met een referentietemperatuur (T_{ref}) van 5 graden en de geselecteerde periode is van 1 mei – 31 oktober. De jaartallen van de slechte snoekbaarsjaren zijn aangegeven bij de corresponderende punten.*

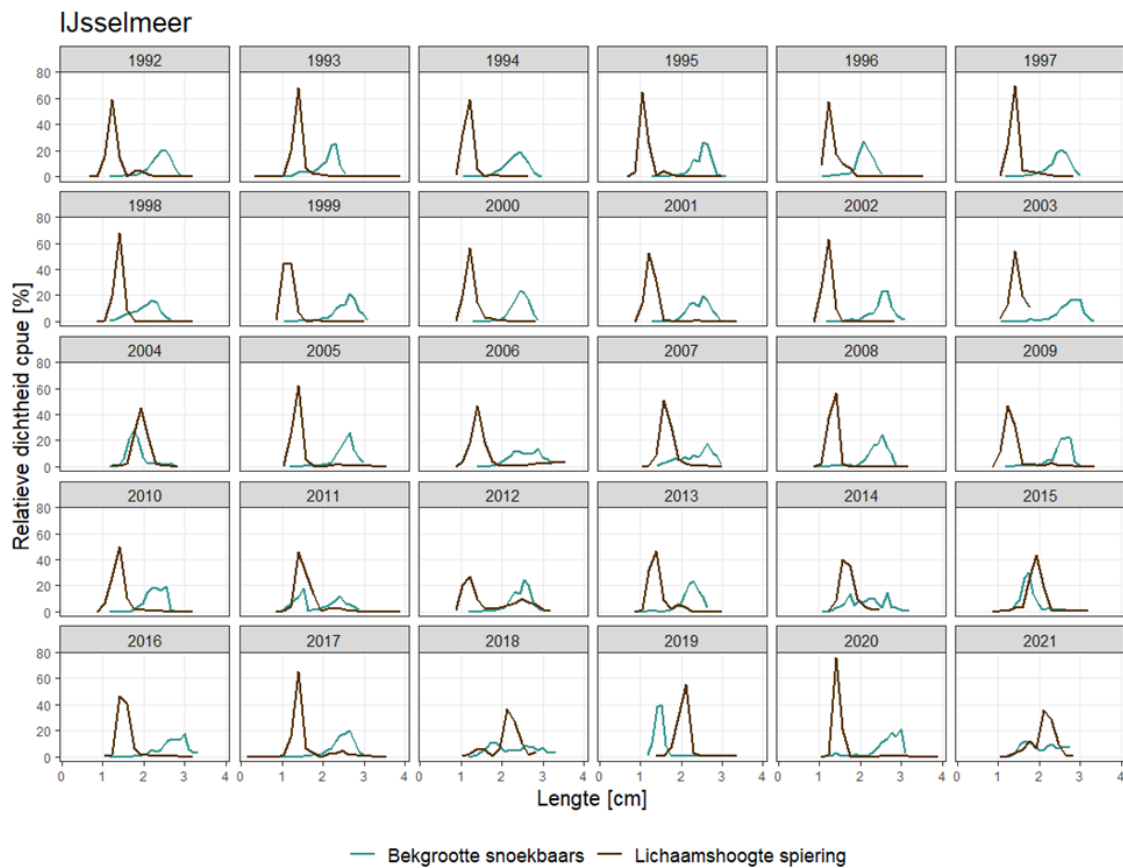
Spiering wordt gezien als de belangrijkste prooi voor juveniele snoekbaars om de overstap naar een piscivoor dieet te maken (Buijse & Houthuizen, 1992 en Figuur 9). Het is daarom interessant om naar de jaarlijkse biomassa spiering in beide meren te kijken en naar de lengtes van spiering die als prooivis beschikbaar zijn, gegeven het feit dat de beschikbaarheid afhangt van de bekopening van snoekbaars en de hoogte van de prooivis (Mous, 2000; Nilsson & Brönmark, 2000). De lichaamshoogte van spiering en de bekgrootte van snoekbaars zijn berekend met een formule afkomstig uit Mous (2000):

$$\text{Lichaamshoogte}_{\text{spiering}} = 0.179 * TL - 0.033$$

$$\text{Bekgrootte}_{\text{snoekbaars}} = 0.113 * TL + 0.274$$

Hierbij is TL de totale lengte van de vis.

Voor het IJsselmeer blijkt dat jaren met relatief lage groei van snoekbaars veelal samenvallen met lage waarden voor het spieringbestand. De gemiddelde lengte van de spiering is in deze jaren met relatief weinig spiering juist groter dan in andere jaren (Figuur 23), hetgeen erop duidt dat er sprake kan zijn dichtheidsafhankelijke groei bij spiering veroorzaakt door concurrentie om zoöplankton (zie ook Mous et al. 2003). Jaren met weinig maar grote spiering hebben een versterkt negatief effect op snoekbaars: wanneer de bekgrootte van nuljarige snoekbaars in het IJsselmeer wordt vergeleken met de hoogte van de spiering in het najaar valt op dat in de meeste jaren de gemiddelde bekgrootte groter is dan de hoogte van de spiering, doch met uitzondering van de jaren 2004, 2011, 2015, 2018, 2019 en 2021 (Figuur 24). Juist in deze 6 jaren bleef de groei van snoekbaars in het IJsselmeer achter ten opzichte van wat op basis van de watertemperatuur verwacht mocht worden (Figuur 21). In deze jaren werd jonge snoekbaars dus geconfronteerd met een laag aanbod spiering die tegelijkertijd zo groot is, dat die niet benut kon worden. Ook in 2014 bleef de groei van snoekbaars achter bij een laag aanbod spiering hoewel de spiering op zich benut kon worden. In dit jaar waren de dichtheden nuljarige schubvis (met name baars) hoog (Figuur 21) waardoor mogelijk concurrentie om plankton eerder in het seizoen verder kan hebben bijgedragen aan een geringere groei van snoekbaars. Waarom de groei in 1998 achterbleef (zij het minder sterk dan in de andere afwijkende jaren) is niet duidelijk maar dit lijkt niet met concurrentie met andere nuljarige schubvis of met beschikbaarheid van spiering te maken te hebben omdat er relatief veel spiering van benutbare grootte voor nuljarige snoekbaars was.



Figuur 24. Relatieve dichtheid van snoekbaars en spiering in het IJsselmeer waarbij op de x-as de bekgrootte ("Gape width") van snoekbaars en de lichaamshoogte ("body depth") van spiering als lengtemaat zijn uitgezet.

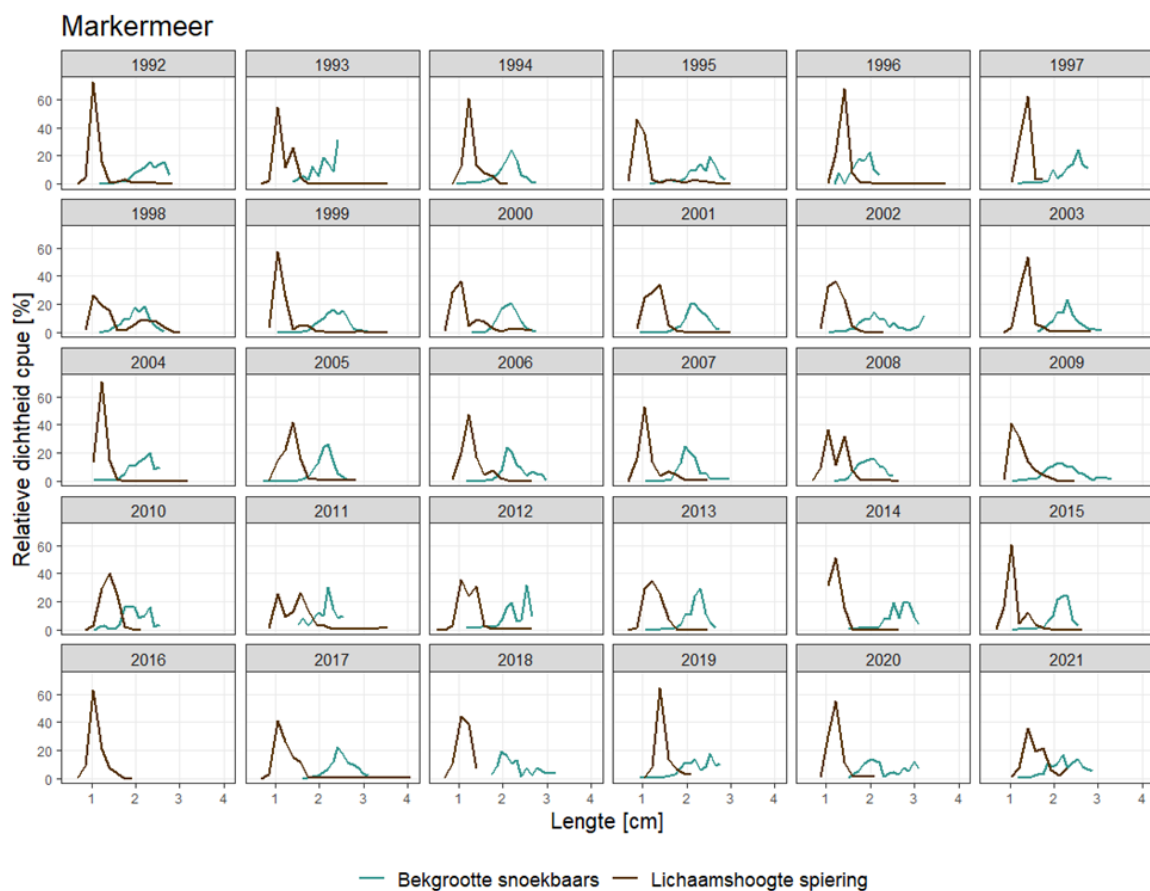
In het Markermeer is het spieringbestand over het algemeen lager in vergelijking met het IJsselmeer (Figuur 7). Met name in de laatste vier jaar is het spieringbestand in het Markermeer zeer laag maar lijkt dit geen beperking te hebben op de groei van nuljarige snoekbaars. Spiering is hier namelijk structureel kleiner dan in het IJsselmeer waarbij de bekgrootte van nuljarige snoekbaars in alle jaren groter is dan de lichaamshoogte van spiering (Figuur 25). Dit kan dus wel eens een belangrijk verschil zijn in de beschikbaarheid van deze prooi voor snoekbaars tussen beide meren.

Daarnaast lijkt snoekbaars in het Markermeer minder afhankelijk te zijn van spiering dan in het IJsselmeer. Verschillende onderzoeken naar de maaginhoud van snoekbaars laten zien dat snoekbaars

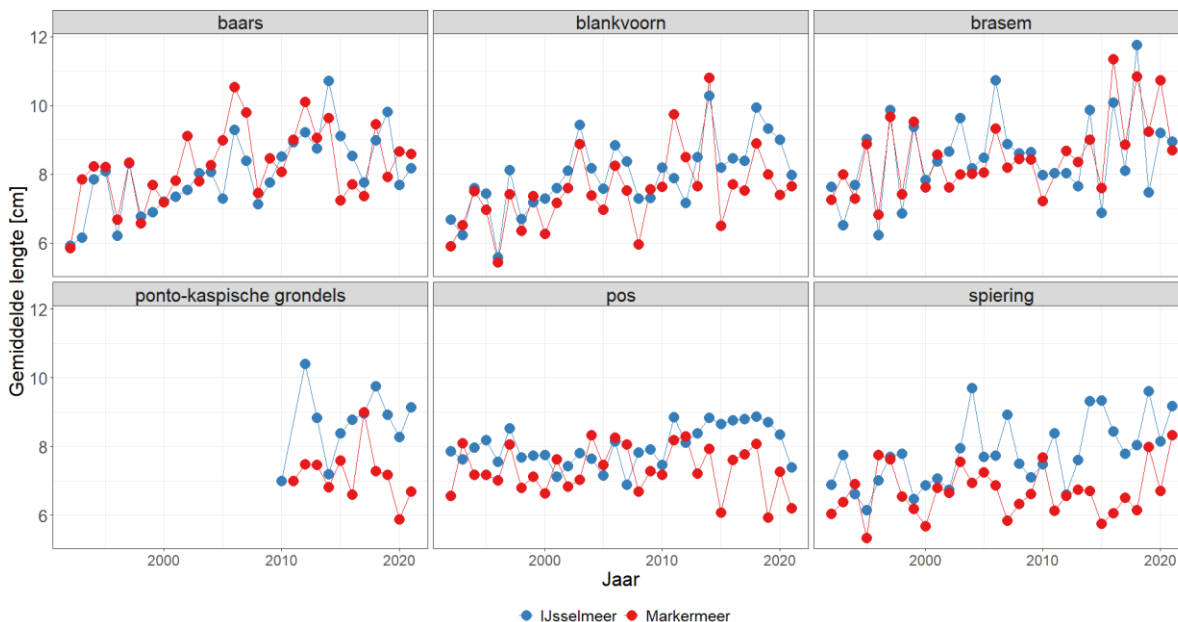
in het Markermeer een gevarieerder dieet heeft dan in het IJsselmeer. Waar in het IJsselmeer hoge percentages spiering in de maag van snoekbaars werden aangetroffen, bestond de maaginhoud van snoekbaars in het Markermeer voor een groot deel uit onder andere pos en baars (Rabaey, 2001; Keller & De Graaf 2011).

Naast dat spiering structureel kleiner is in het Markermeer zijn ook andere potentiële nuljarige prooi-soorten (baars, blankvoorn, grondels en pos) structureel kleiner dan in het IJsselmeer (Figuur 26). De lagere groeisnelheid van jonge vis zorgt er wel voor dat er meer verschillende prooi-soorten beschikbaar zijn voor nuljarige snoekbaars in het Markermeer dan in het IJsselmeer.

Het mechanisme zoals hierboven beschreven lijkt te verklaren waarom snoekbaars op het Markermeer groeit zoals verwacht mag worden op basis van de temperatuur, en waarom op het IJsselmeer in sommige jaren nuljarige snoekbaars niet de overstap kan maken naar een piscivoor dieet en daarmee niet groeit zoals verwacht mag worden op basis van temperatuur. Het is mogelijk dat dit fenomeen dat zich met name in recente jaren voordoet bijdraagt aan een lagere overleving van snoekbaars in het IJsselmeer en dus verlaging van de draagkracht. Dit wordt bevestigd door Tien et al. (2023) waarin de overleving van nuljarige naar eenjarige snoekbaars gemiddeld hoger blijkt bij een hogere spieringstand, met name in het IJsselmeer.



Figuur 25. Relatieve dichtheid van snoekbaars en spiering in het Markermeer waarbij op de x-as de bekgrootte ("Gape width") van snoekbaars en de lichaamshoogte ("body depth") van spiering als lengte maat zijn uitgezet.



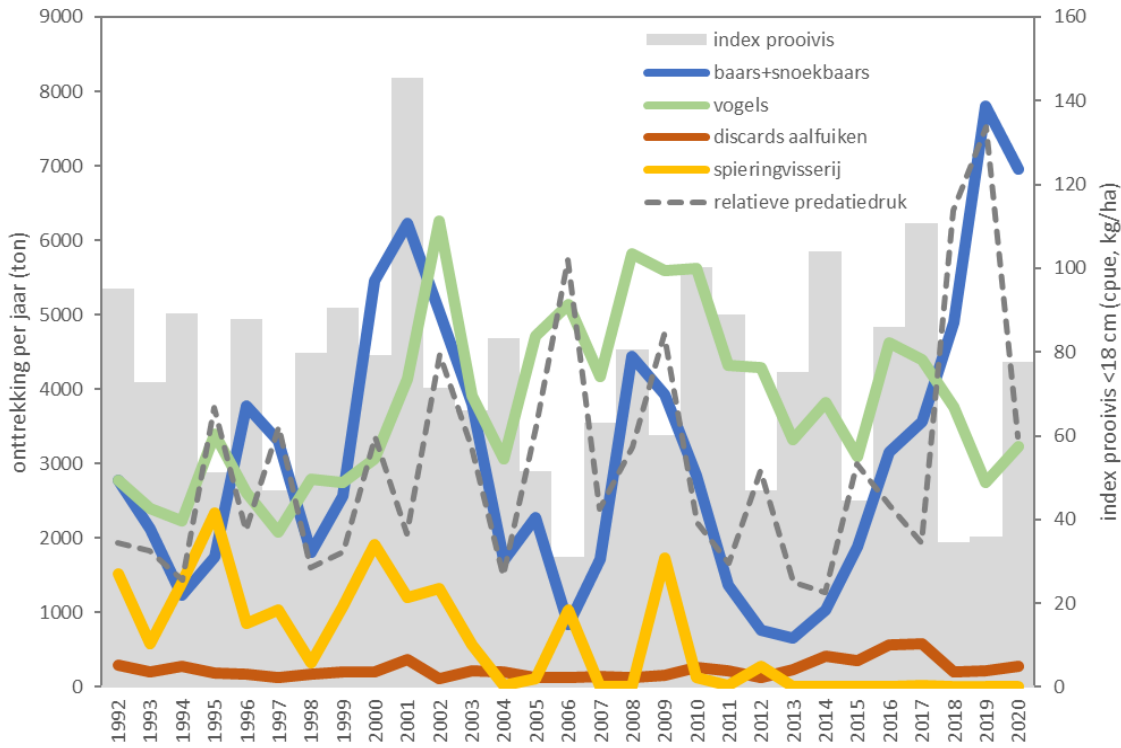
Figuur 26. Gemiddelde lengte van nuljarige vissen voor het IJsselmeer (blauw) en Markermeer (rood) door de jaren heen. Voor baars, blankvoorn, brasem en spiering zijn de cut-off lengtes voor nuljarigen gebruikt, terwijl voor Ponto-Kaspische grondels en pos de gemiddelde lengte van het gehele bestand is gebruikt.

4.6 Interacties draagkracht en predatie door vogels en visserij

Zoals in hoofdstuk 1 en Figuur 1 aangegeven, wordt de draagkracht bepaald door het functioneren van het voedselweb, waarbij met name de processen die aan de basis van het voedselweb staan en de efficiëntie van processen naar steeds hoger in de voedselpiramide (*bottom-up* van nutriënten, via primaire productie naar hogere trofische niveaus) sturend zijn. In hoeverre voedselproductie beperkend is voor de draagkracht van vissoorten hangt ook af van de mate waarin de aantallen worden gereguleerd door bijvoorbeeld predatie en visserij. Voor kleine vis spelen naast predatie door grotere baars en snoekbaars ook visetende vogels en visserij een belangrijke rol omdat de belangrijkste visetende vogels (aalscholver, grote zaagbek, fuut) grotendeels dezelfde prooivissen eten als baars en snoekbaars (namelijk hoofdzakelijk vis kleiner dan 20 cm, weinig selectief wat betreft prooi-soorten, zie 4.3) en dat deze kleine vis ook het grootste aandeel van de onbedoelde bijvangst (*discards*) in fuiken vormt (Bult et al. 2007, De Leeuw & Van Donk 2020b, Tien et al. 2023). Visserij en predatie (zogenaamde *top-down* processen) worden soms wel en soms niet meegenomen in definities voor draagkracht. Uiteindelijk gaat het om een balans: naarmate de draagkracht in termen van wat een ecosysteem *bottom-up* kan produceren afneemt, is de ruimte voor *top-down* processen als visserij en predatie navenant minder. In dit hoofdstuk onderzoeken we in hoeverre deze balans de afgelopen decennia veranderd is door veranderingen in visserijdruk die effecten van draagkracht (*bottom-up*) op de waargenomen trends in visbestanden hebben gemaskeerd of juist versterkt. Daarbij worden zowel discards in de aalfuikvisserij, spieringvisserij, nettensvisserij op roofvis (baars en snoekbaars), en netten- en zegenvisserij op grote benthivore vis (met name brasem) nader beschouwd.

De orde-grootte van de jaarlijkse consumptie van kleine vis door baars en snoekbaars is geschat op basis van de methode die Mous et al. (2003) toepaste, waarbij de aanlandingen als minimale productie van maatse roofvis worden beschouwd en een correctie voor ondermaatse roofvis wordt gemaakt (meer details in bijlage 2). De werkelijke productie van roofvis en dus de jaarlijkse visconsumptie zal hoger zijn omdat andere sterfte dan visserij voor maatse baars en snoekbaars niet is meegenomen. Twee alternatieve benaderingen op basis van een ruwe schatting van de bestandsomvang op basis van recente A-toomkuilsurveys in het IJsselmeer en Markermeer, en literatuurgegevens voor P:B-ratios en voedselbehoefte voor snoekbaars (Vainikka et al. 2017), respectievelijk Amerikaanse tegenhangers van snoekbaars en baars, *walleye* en *yellow perch* (McGregor et al. 2015,) komen inderdaad aanzienlijk hoger uit, al zijn deze benaderingen erg

onnauwkeurig (bijlage 2). Een methode om de jaarlijkse consumptie van kleine vis door visetende vogels te schatten op basis van energetische voedselbehoefte en maandelijks vogeltellingen is uitgewerkt in De Leeuw & Van Donk (2020b). Deze benadering is op details aangepast en nader uitgewerkt voor de tijdsserie van 1992-2020 (zie bijlage 4). Voor een schatting van discards in de fuikenvisserij is de methode van Tien et al. (2023) toegepast waarbij naast de discards van commerciële schubvissoorten ook die van andere soorten zijn meegenomen (zie bijlage 5).



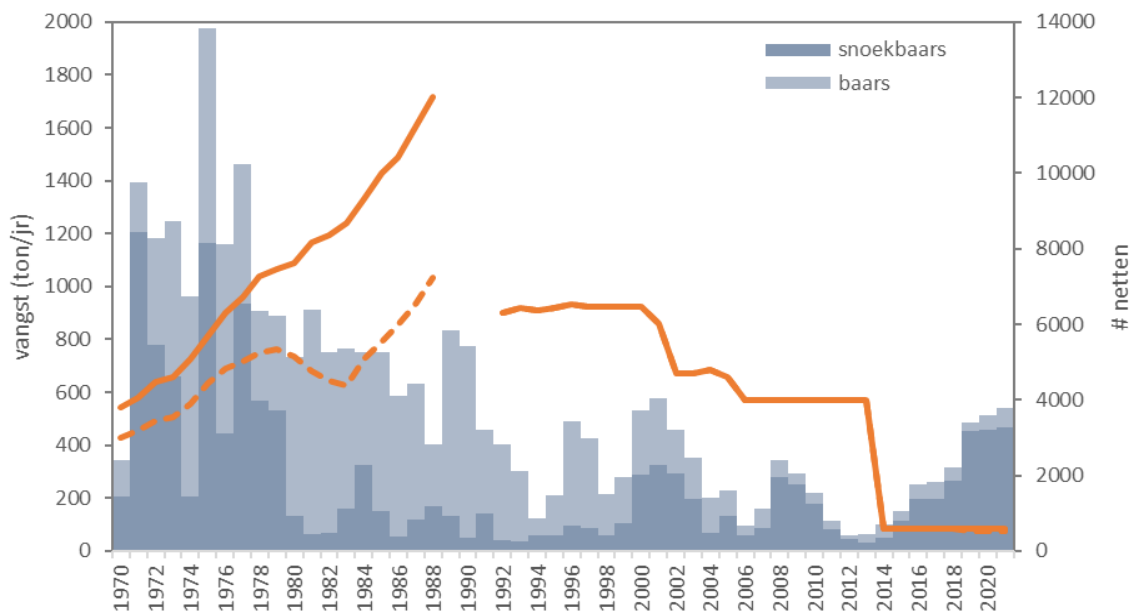
Figuur 27. Schatting gemiddelde jaarlijkse sterfte (ton) aan kleine vis in het IJsselmeer en Markermeer samen door piscivore baars en snoekbaars (bijlage 2), vogels (bijlage 4), discards in aalfuiken (bijlage 5) en spieringvisserij (gegevens PVis en PO). Het grijze staafdiagram geeft de index voor de hoeveelheid proovivis <18 cm (zie ook Figuur 10) en de grijze stippellijn de relatieve predatiedruk (ratio van totale onttrekking en hoeveelheid proovivis).

Sinds 1990 is de biomassa en aanlanding piscivore baars afgenomen en die van snoekbaars variabel met vooral de laatste jaren grotere hoeveelheden (Figuur 6). Gemiddeld zijn de hoeveelheden roofvis (na een afname in de jaren 1970 en 1980) na 1990 weinig veranderd, zij het dat het roofvisbestand en dus de consumptie van kleine vis door piscivore baars en snoekbaars sterk schommelt (Figuur 27) en deze is verschoven van meer baars naar voornamelijk snoekbaars (Figuur 28). De geschatte hoeveelheid kleine vis die door baars en snoekbaars wordt gegeten is dus vermoedelijk in dezelfde orde van grootte gebleven van (ten minste) ca 3000 ton maar variërend tussen 1000 en 8000 ton per jaar (Figuur 27). De geschatte hoeveelheid kleine vis die door vogels wordt gegeten varieert over de afgelopen decennia rond 3000-4000 ton per jaar (uitersten ca 2000 en 6000 ton) met een toename rond het jaar 2000 doordat aalscholvers ook in de winterperiode in het IJsselmeergebied bleven en een geleidelijke afname vanaf ca 2010 (Figuur 27, bijlage 4). De onttrekking van kleine vis door de beroepsvisserij is aanzienlijk afgenomen van 1000-2000 ton in de jaren 1990 door met name de afname van de spieringstand en het in de afgelopen jaren niet meer openen van de spieringvisserij, terwijl de discardsterfte van de aalfuikenvisserij gemiddeld rond de 200-300 ton is gebleven (Figuur 27), maar nauwkeurige schattingen over de tijdreeks ontbreken.

Als we deze ontwikkelingen afzetten tegen de ontwikkelingen in het bestand kleine vis (lengte < 18 cm, zie Figuur 10) voor IJsselmeer en Markermeer samen dan zien we een aantal interessante patronen (Figuur 27). In de jaren 1990 nam door toename van het de hoeveelheid roofvis en vooral van vogels de relatieve predatiedruk (totale onttrekking ten opzichte van hoeveelheid kleine vis, stippellijn in Figuur 27) toe tot een piek in 2006 die versterkt werd door een afname in het

prooivisbestand. Na 2008 nam eerst het roofvisbestand en vervolgens het vogelbestand af waardoor de relatieve predatiedruk afnam. Na 2017 nam de relatieve predatiedruk weer sterk toe door de toename van het piscivore snoekbaarsbestand; met name in het Markermeer nam het snoekbaarsbestand sterk toe en het prooivisbestand sterk af. Deze patronen zijn niet alleen het gevolg van veranderingen in prooivisbestanden en (*bottom-up*) voedselsituatie (of draagkracht) voor roofvis en vogels en (*top-down*) predatie door vogels en vissen die prooivisbestanden beperken, maar ook van andere omstandigheden die de hoeveelheid vogels bepalen (nieuwe broedgelegenheid, overwinteringsmogelijkheden) en veranderingen in visserij op het roofvisbestand zelf.

Een reconstructie van de ontwikkelingen in de nettenvisserij (Dekker 1991, De Leeuw et al. 2008 en 85% reductie in 2013/2014) in relatie tot de gerealiseerde aanlandingen van baars en snoekbaars laten een duidelijke interactie zien (Figuur 28). Na het einde van de kuilvisserij in 1970 nam de nettenvisserij op baars en snoekbaars sterk toe van ca 4000 netten naar ca 7000 (bij een geschat maximum aantal beschikbare netten van ca 12000). Rond 1980 stortte het snoekbaarsbestand in waardoor vermoedelijk ook het gebruik van netten verminderde en rond 1990 namen ook de baarsvangsten sterk af. Na een inventarisatie van het aantal netten in 1989 werd een maximum aantal netten per licentie van kracht. In 2002 werd onder druk van Vogelbescherming het aantal netten beperkt om de bijvangst van duikende watervogels in de netten te verminderen. De kleine en korte opleving van de vangsten van baars en snoekbaars bleek echter niet stand te houden en de vangsten bereikten een historisch minimum in 2012 en 2013. In 2014 werd een reductie van 85% doorgevoerd waarbij het maximaal aantal netten dat gebruikt kan worden werd gereduceerd naar 600 (N.B. volgens vissers en Tien et al. (2023) werden voor de reductie al aanzienlijk minder netten dan het maximum van 4000 ingezet). Daarop namen de snoekbaarsvangsten in met name het Markermeer aanzienlijk toe.



Figuur 28. Veranderingen sinds 1970 in aantal kieuwnetten in IJsselmeer en Markermeer (rechts) en jaarlijkse vangst van snoekbaars en baars (links). De oranje lijn geeft het maximaal aantal netten dat is ingezet, de stippellijn het geschatte aantal ingezette netten op basis van enquêtes met vissers (Dekker 1991).

Wanneer we bij deze ontwikkelingen ook de effecten van de afname in fosfaat en de daarmee verwachte afname in visproductie en visbiomassa beschouwen, ontstaat het beeld dat de visserij-inspanning sinds de jaren 1980 stapsgewijs is verminderd, maar decennialang de vermindering in visproductie door afname in fosfaatgehalten tot 2014 niet bij heeft kunnen houden en nooit heeft weten te ontsnappen aan een sterke overbevissing op baars en snoekbaars. De meest recente en relatief gezien krachtigste reductie in visserijinspanning in 2014 suggereert voor snoekbaars de potentie van hogere biomassa en productie wanneer de visserijdruk meer in balans is met de draagkracht. Het is dus mogelijk dat de draagkracht in de jaren 1990 en 2000 ook aanzienlijk hoger was dan nu, maar dat de intensieve visserij het bestand en potentiële productie sterk onderdrukt

heeft, waardoor we - tegen de verwachtingen op basis van sterke afname in fosfaatgehalten in het IJsselmeergebied in - geen duidelijke afnemende trend zagen (maar wel sterke variatie) in de snoekbaarsbestanden. Uit studies in andere meren bleek ook dat veranderingen in fosfaatgehalten veranderingen in de visstand met zich meebrachten, ongeacht of het gaat om baarsachtigen (zie met name voorbeeld Oneida), karperachtigen (bijvoorbeeld Vörtsjärv, Niecogin) of marene-achtigen (Bodenmeer). Pas bij de aanzienlijke afname van de visserijdruk nam het snoekbaarsbestand toe. Voor baars echter zien we dit nog nauwelijks en wellicht is hiervoor een langere hersteltijd nodig.

Ook voor brasem als belangrijke benthivoer heeft een zeer hoge visserijdruk eind jaren 1990 en begin 2000 voor een sterke afname van het bestand gezorgd en daarmee waarschijnlijk een meer geleidelijke afname van draagkracht gemaskeerd die verband kan houden met afname van fosfaat en bodemfauna. Net als bij snoekbaars is het bestand brasem na sterke reductie van de nettovisserij en reductie van zegenvisserij iets toegenomen in recente jaren, maar laat het bestand nog geen consistent herstel zien. In welke mate herstel mogelijk is, is ook in het licht van andere veranderingen waaronder klimaatverandering een onzekere factor. Langan et al. (2023) demonstreerden onlangs dat effecten van klimaatverandering op het potentiële herstel van een platvisbestand na overbevisning slechts beperkt mogelijk is doordat omgevingsfactoren die het voorplantingssucces bepalen sterk veranderd waren.

Om beter zicht te krijgen op in hoeverre roofvis, vogels en visserij elkaar beïnvloeden, gegeven de veranderingen in draagkracht, zijn ecosysteemmodellen nodig. Lammens (1999) en Mous (2000) onderzochten voor de jaren 1990 de interacties tussen roofvis, vogels en visserij en kwamen eveneens tot de conclusie dat de hoge visserijdruk het bestand en de productie onderdrukten. Lammens (1999) toonde bovendien aan dat mede daardoor veel kleine vis beschikbaar was voor vogels. Zijn voorspelling dat een sterke reductie van visserij een sterk herstel van roofvisbestanden zou opleveren lijken inderdaad voor snoekbaars in het Markermeer te zijn opgegaan, maar vooralsnog niet in het IJsselmeer. Het is goed mogelijk dat de predatiedruk van aalscholvers enerzijds en de fysieke veranderingen in het IJsselmeer met vaker perioden van helder water beperkend zijn (De Leeuw & Van Donk 2020a, Tien et al. 2023), maar ook andere hypothesen worden op dit moment onderzocht.

Een nadere modelmatige analyse van de huidige situatie ten opzichte van die in de jaren 1990 met afgenomen draagkracht, nieuwkomers als grondels en veranderingen in het systeem zoals helderheid, waterplanten, nieuwe oevers en eilanden, e.d. valt buiten bestek van deze studie omdat voor een dergelijke complexe analyse geen geschikt modelinstrumentarium voorhanden is en ecosysteemmodellen als Piscator een aanzienlijke update behoeven om daar mogelijk in te kunnen voorzien.

5 Conclusies en aanbevelingen

De afname van fosfaat sinds ca de jaren 1980 heeft zich ook afgelopen decennia en na de eeuwwisseling voortgezet. Daardoor zijn er veranderingen in het water, de bodem en het voedselweb opgetreden waarbij voor alle beviste schubvissoorten de draagkracht is verminderd. Op basis van empirisch onderzoek waarin effecten van fosfaatbelasting op visproductie van vele tientallen meren is vergeleken, mag bij de met een factor 4-5 afgenomen hoeveelheden fosfaat een potentiële afname van de draagkracht van ongeveer een factor 2-3 sinds 1990 verwacht worden. De afname in visbestanden en vangsten in de visserij loopt in grote lijnen parallel aan de verwachte afname in draagkracht als gevolg van vermindering in fosfaat. Dit geldt vermoedelijk voor zowel planktivore vis (spiering en andere kleine of jonge vis), benthivore vis (grotere brasem en blankvoorn) als piscivore vis (grotere baars en snoekbaars).

De effecten van intensieve visserij op bestandsontwikkelingen hebben meer of minder duidelijk de afname van draagkracht gemaskeerd. Voor snoekbaars bijvoorbeeld is in recente jaren ondanks lage fosfaatconcentraties een sterke toename in visbiomassa en vangsten waargenomen na de aanzienlijke nettenreductie van 2014, waarschijnlijk doordat langdurige hoge visserijdruk het effect van een verandering in draagkracht grotendeels heeft gemaskeerd. De sterke reducties in schubvisvisserij in het afgelopen decennium lieten vooral voor snoekbaars in het Markermeer een herstel zien, maar voor de andere schubvissoorten en het IJsselmeer zijn signalen van mogelijk herstel tot dusver beperkt.

Gemiddeld worden door klimaatverandering de afgelopen decennia hogere watertemperaturen gedurende het groeiseizoen genoteerd en laten de meeste soorten een duidelijke relatie tussen watertemperatuur en groei van nuljarige vis zien. Voor snoekbaars in het IJsselmeer lijkt dat in sommige jaren nadelig uit te pakken wanneer prooi-soorten (spiering en jonge vis) buiten bereik blijven van nuljarige snoekbaars waardoor deze achter kan blijven in groei, vermoedelijk met een lagere overleving tot gevolg. Er zijn aanwijzingen dat de groei van nuljarige vis dichtheidsafhankelijk is (dat wil zeggen dat de groei beperkt kan worden door de voedselproductie en de draagkracht). Dit bleek echter niet goed vast te stellen, omdat de groei tegelijkertijd sterk veranderde met de watertemperatuur de afgelopen decennia. Jeppesen et al (2010, 2012) lieten zien dat hogere temperaturen door klimaatopwarming bij kunnen dragen aan een hogere productie en daardoor in enige mate het effect van dalende fosfaatgehalten op de draagkracht zou kunnen temperen. Anderzijds zijn er ook voorbeelden dat een warmer klimaat juist tot een lagere visproductie kan leiden (Van Dorst et al. 2019).

De toename van invasieve exoten in de bodemfauna en onder de bodemvissoorten (Ponto-Kaspische grondels en dan met name zwartbekgrondel) in het afgelopen decennium kan zowel nadelige effecten hebben gehad voor de draagkracht door concurrentie met de inheemse bodemfauna respectievelijk benthische vissoorten, als positieve effecten doordat ze een extra voedselbron vormen zoals mogelijk voor snoekbaars en baars het geval is. De effecten van exoten zijn tot dusver onvoldoende onderzocht om te beoordelen in hoeverre de draagkracht voor verschillende soortgroepen is veranderd.

Recente inrichtingsmaatregelen zoals het aanleggen van nieuwe oevers en eilanden om de efficiëntie van het voedselweb te verbeteren hebben naar alle waarschijnlijkheid nog geen meetbaar effect opgeleverd maar kunnen naar verwachting op langere termijn de draagkracht wel vergroten.

Ten behoeve van het modelleren van visbestanden voor het visserijbeheer is het aannemelijk te veronderstellen dat de draagkracht voor alle schubvissoorten sterk is afgenomen, waarschijnlijk met een factor van ten minste 2 sinds 1990 wanneer we aannemen dat de daling van fosfaat de belangrijkste sturende factor is geweest en dat een stijging van watertemperatuur dat effect wellicht iets getemperd heeft. Daarin is niet precies duidelijk wat de historische rol van intensieve visserij is. De ontwikkelingen van de visbestanden is afhankelijk van de onderlinge concurrentie, zowel tussen verschillende soorten in de verschillende trofische groepen (met name: baars en snoekbaars,

blankvoorn en brasem), als de concurrentie tussen roofvis, visetende vogels en visserij. Selectiviteit van intensieve visserij waarbij snoekbaars de belangrijkste doelsoort is van de nettensvisserij en brasem van de zegenvisserij werken door in (verschillen in) de bestandsontwikkelingen van alle schubvissoorten. Het verdient aanbeveling om bij het modelleren rekening te houden met verschillende scenario's van de relatieve impact van draagkracht en visserij op de waargenomen ontwikkelingen in de bestanden en de visserij.

Om de effecten van draagkracht en visserij beter te kunnen beoordelen zijn ecosysteemmodellen noodzakelijk die specifiek zich richten op interacties in het voedselweb en die daarin ook meenemen de invloed van veranderingen in omgevingsvariabelen als nutriënten, temperatuur, en helderheid, op het gedrag van vissen en daarmee de efficiëntie in de voedselketens voor vissen, vogels en visserij en verschillen daarin tussen IJsselmeer en Markermeer. Dit zijn complexe processen die met het huidig beschikbare modelinstrumentarium maar in beperkte mate onderzocht kunnen worden. Voor verdere ontwikkeling van het modelinstrumentarium kan het ecosysteemmodel Piscator een startpunt zijn, maar dit model verdient dan een upgrade naar een toekomstbestendige modelleeromgeving en nieuwe modules voor onder meer bovengenoemde aspecten.

Ook in het kader van de maatregelen om de productiviteit en draagkracht van het IJsselmeer en Markermeer te vergroten zoals onder meer middels de Programmatische Aanpak Grote Wateren en Toekomstig Bestendig Ecosysteem, verdient het aanbeveling om beter inzicht te krijgen in de potenties van IJsselmeer en Markermeer. Met name in het IJsselmeer ontbreken op grote schaal basisgegevens die voldoende inzicht in het functioneren en de potentiële draagkracht kunnen bieden. Vanwege de ruimtelijke diversiteit, zowel de variatie in diepte als de sterke noord-zuid gradiënten van onder meer helderheid, vereisen een aanzienlijk bredere ruimtelijke dekking in meetprogramma's en meer gerichte studies om de duidelijk verschillende ontwikkelingen in beide meren te begrijpen en daarop in te spelen.

Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV.

Literatuur

- Akpalu, W. & Bitew, W.T. (2011). Species diversity, fishing induced change in carrying capacity and sustainable fisheries management. *Ecological Economics* 70: 1336–1343.
- Aleksandrov, S., Krek, A., Bubnova, E., & Danchenkov, A. (2018). Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian Spit. *Baltica*, 31(1).
- Baer, J., Eckmann, R., Rösch, R., Arlinghaus, R., & Brinker, A. (2017). Managing Upper Lake Constance fishery in a multi-sector policy landscape: beneficiary and victim of a century of anthropogenic trophic change. *Inter-sectoral governance of inland fisheries. Too Big To Ignore-WorldFish, St. John's, Newfoundland, Canada*, 32-47.
- Bíró, P. (2000). Long-term changes in Lake Balaton and its fish populations. *Advances in Ecological Research*, 31, 599-613.
- Bolle L.J., R. Hoek, I. Pennock, S.S.H. Poiesz, J.E.E. van Beusekom, H.W. van der Veer, J.IJ. Witte, I. Tulp (2021). No evidence for reduced growth in resident fish species in the era of de-eutrophication in a coastal area in NW Europe. *Marine Environmental Research* 169, 105364.
- Brämick, U. & R. Lemcke (2003). Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. *Limnologia* 33: 205-213.
- Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X. F., Walz, N., & Pusch, M. T. (2011). Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 916-925.
- Buijse, A. D. (1992). Dynamics and exploitation of unstable percid populations in lake IJsselmeer (Doctoral dissertation, PhD thesis, University of Wageningen, Wageningen).
- Buijse, A. D., & Houthuijzen, R. P. (1992). Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(5), 894-902.
- Bulon, V.V. & Vinberg, G.G. (1981). The dependence between primary production and fish production of water bodies. In: *Bases for the study of aquatic ecosystems*, pp. 5 - 9, Leningrad (*in Russisch*).
- Bult, T. B., Aarts, G., Kampen, J., Leijzer T.B., (2007). Bijvangst in schietfuisen op het IJsselmeer. IMARES rapport C125/07
- Chapman, E. J., & Byron, C. J. (2018). The flexible application of carrying capacity in ecology. *Global Ecology and Conservation*, 13, e00365.
- Chezik, K. A., Lester, N. P., & Venturelli, P. A. (2014). Fish growth and degree-days I: selecting a base temperature for a within-population study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(1), 47-55.
- Christensen, V. & D. Pauly, (1998). Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecological Applications* 8: 104-109
- Christie, G. C., & Goddard, C. I. (2003). Sea Lamprey International Symposium (SLIS II): advances in the integrated management of sea lamprey in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 29, 1-14.
- Czeglédi, I., Preiszner, B., Vitál, Z., Kern, B., Boross, N., Specziár, A., ... & Erős, T. (2019). Habitat use of invasive monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Lake Balaton (Hungary): a comparison of electrofishing and fyke netting. *Hydrobiologia*, 846(1), 147-158.
- Dekker, W., (1991). Assessment of the historical downfall of the IJsselmeer fisheries using anonymous inquiries for effort data. In: Cowx, I.G. (Ed.), *Catch effort sampling techniques: their application in freshwater fisheries management*. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 233–240
- De Leeuw, J.J., W. Dekker & A.D. Buijse (2008). Aiming at a moving target, a slow hand fails! 75 years of fisheries management in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Journal of Sea Research* 60:21-31.
- De Leeuw, J.J. & J.A.M. Wiegerinck (2008). *Conditie, herkomst en dieet spiering Kornwerd 2007/2008*. IMARES Rapport C101/08.

-
- De Leeuw, J.J. & van Donk, S.C., (2020a). Hypotheses voor afname van de visstand in het IJsselmeer. Wageningen Marine Research rapport C051/20a, 35 p.
- De Leeuw, J.J. & S.C. van Donk (2020b). Voedselreservering voor visetende vogels in het IJsselmeer en Markermeer. Wageningen Marine Research rapport C030/20.
- De Leeuw, J.J. & Vrooman, J. (2022). Spieringstand IJsselmeer en Markermeer 2022. Centrum voor Visserijonderzoek, CVO rapport 22.028.
- De Leeuw, J.J., Volwater, J.J.J., Keeken, O.A. van, Elings, J., Leeuwen, C.H.A. van (2022). Paai- en opgroeigebieden voor vis in en rond Marker Wadden. Wageningen Marine Research rapport C058/21.
- del Monte-Luna, P, B.W. Brook, M.J. Zetina-Rejón & V.H. Cruz-Escalona (2004) The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 13: 485 – 495
- Downing, J.A., C. Plante & S. Lalonde, (1990). Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1929-1936.
- Downing, J.A. & C. Plante, (1993). Production of fish populations in lakes. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 110 - 120.
- Duncan, A., & Kubečka, J. (1995). Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. *Hydrobiologia*, 303(1), 11-30.
- Eckmann, R., Gerster, S., & Kraemer, A. (2006). Yields of European perch from Upper Lake Constance from 1910 to present. *Fisheries Management and Ecology*, 13(6), 381-390.
- Eshenroder R.L. & Burnham-Curtis M.K. (1999). Species succession and sustainability of the Great Lakes fish community. In: *Great Lakes fisheries policy and management: a binational perspective*. Edited by W.W. Taylor, C.P. Ferreri. Michigan State University Press, East Lansing, MI. pp. 141–180.
- Feltham, M. J. (1990). The diet of red-breasted mergansers (*Mergus serrator*) during the smolt run in NE Scotland: the importance of salmon (*Salmo salar*) smolts and parr. *Journal of Zoology*, 222(2), 285-292.
- Fetzer, W. W., Luebs, M. M., Jackson, J. R., & Rudstam, L. G. (2015). Intraspecific niche partitioning and ecosystem state drive carbon pathways supporting lake food webs. *Ecosystems*, 18, 1440-1454.
- Fonds, M., Cronie, R., Vethaak, A. D., & Van der Puyl, P. (1992). Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Netherlands Journal of Sea Research*, 29(1-3), 127-143.
- Fisheries Information Centre, 2019. Estonian Fishery (2017). www.kalateave.ee. 106 pp.
- Fisheries Information Centre, 2020. Estonian Fishery (2019). www.kalateave.ee. 104 pp.
- Frisk, M., Skov, P. V., & Steffensen, J. F. (2012). Thermal optimum for pikeperch (*Sander lucioperca*) and the use of ventilation frequency as a predictor of metabolic rate. *Aquaculture*, 324, 151-157.
- Frumin, G. T., Haldna, M., & Tammeorg, O. (2017). Trophic Status of Peipus Lake. *Russian Journal of General Chemistry*, 87(13), 3266-3271.
- Gerdaux, D., O. Anneville, D. Hefti, (2006). Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica* 30: 61-67.
- GFLC (Great lake fishery commission). 2022. Commercial fish production in the great lakes 1867-2020 [online database]. Great lake fishery commission, Ann Arbor, Michigan. Available: www.gflc.org/great-lakes-databases.php.
- Hanson, J.M. & W.C. Leggett (1982). Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 39: 257-263.
- Hatvani, I. G., de Barros, V. D., Tanos, P., Kovács, J., Kovács, I. S., & Clement, A. (2020). Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton. *Ecological engineering*, 151, 105861.
- Hecky, R. E., Smith, R. E., Barton, D. R., Guildford, S. J., Taylor, W. D., Charlton, M. N., & Howell, T. (2004). The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1285-1293.
- Hölker, F. (2003). The metabolic rate of roach in relation to body size and temperature. *Journal of Fish Biology*, 62(3), 565-579.
- Håkanson, L. & V.V. Boulion (2001). Regularities in primary production, Secchi Depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 86: 123 – 62

-
- Irwin, B.J., L.G. Rudstam, J.R. Jackson, A.J. VanDeValk, J.L. Forney, D.G. Fitzgerald (2009).
Depensatory mortality, density-dependent growth, and delayed compensation: disentangling the interplay of mortality, growth, and density during early life stages of Yellow Perch. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 99-110
- IGKB, (2018). Jahresberichte der internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees. Nr. 42 (2016-2017), 133 pp.
- Janatian, N., Olli, K., & Nöges, P. (2021). Phytoplankton responses to meteorological and hydrological forcing at decadal to seasonal time scales. *Hydrobiologia*, 848(11), 2745-2759.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen & F. Landkildehus, (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish Lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201218.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, J. P. Jensen, K. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M. F. Coveney, R. Deneke, M. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S. E. Hampton, K. Kangur, J. Khler, S. Krner, E. Lammens, T. L. Lauridsen, M. Manca, R. Miracle, B. Moss, P. Nges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, S. Romo, C. L. Schelske, D. Straile, I. Tatrai, E. Willn & M. Winder, (2005). Lake responses to reduced nutrient loading: an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Conde-Porcuna J.M., Néstor, M., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H.J., Liu, Z., Balayla, D., & Lazzaro, X. (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646: 73-90.
- Jeppesen, E. T. Mehner, I.J. Winfield, K. Kangur, J. Sarvala, D. Gerdeaux, M. Rask, H.J. Malmquist, K. Holmgren, P. Volta, S. Romo, R. Eckmann, A. Sandström, S. Blanco, A. Kangur, H. Ragnarsson Stabo, M. Tarvainen, A.-M. Ventelä, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen, M. Meerhoff, (2012). Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694: 1-39
- Kangur, A., Kangur, P., & Pihu, E. (2002). Long-term trends in the fish communities of Lakes Peipsi and Võrtsjärv (Estonia). *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5(3), 379-389.
- Kangur, K., Park, Y. S., Kangur, A., Kangur, P., & Lek, S. (2007). Patterning long-term changes of fish community in large shallow Lake Peipsi. *Ecological Modelling*, 203(1-2), 34-44.
- Kangur, K., Kangur, P., Ginter, K., Orru, K., Haldna, M., Möls, T., & Kangur, A. (2013). Long-term effects of extreme weather events and eutrophication on the fish community of shallow Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Journal of Limnology*, 72(2).
- Kangur, K., Ginter, K., Kangur, P., Kangur, A., Nöges, P., & Laas, A. (2016). Changes in water temperature and chemistry preceding a massive kill of bottom-dwelling fish: an analysis of high-frequency buoy data of shallow Lake Võrtsjärv (Estonia). *Inland Waters*, 6(4), 535-542.
- Kangur, K., Ginter, K., Kangur, A., Kangur, P., & Möls, T. (2020). How did the late 1980s climate regime shift affect temperature-sensitive fish population dynamics: case study of Vendace (*Coregonus albula*) in a large north-temperate lake. *Water*, 12(10), 2694.
- Karås, P., & Thoresson, G. (1992). An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). *Journal of fish biology*, 41(2), 217-230.
- Keller, M. & De Graaf, M. (2011). Annual report ANT smelt 2011: a changing role for smelt, *Osmerus eperlanus*, in the Lake IJsselmeer and Lake Markermeer foodweb? Climate- and nutrient-induced changes in ecosystem functioning. IMARES rapport C002/12.
- KIMA (2022). Syntheserapport KIMA – De eerste vijf jaar onderzoek op Marker Wadden. Kennis- en Innovatie-programma Marker Wadden (KIMA), 105 p.
- Knösche, R. & Barthelmes, D. (1998). A new approach to estimate lake fisheries yield from limnological basic parameters and first results. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 28: 133-144
- Lammens, E.H.R.R. (1999). Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer; veldgegevens, hypotheses, modellen en scenario's. RIZA rapport 99.008.
- Langan, J.A., R.J. Bell, J.S. Collie (2023). Taking stock: Is recovery of a depleted population possible in a changing climate? *Fisheries Oceanography* 32: 15-27
- Lee, V. A., & Johnson, T. B. (2005). Development of a bioenergetics model for the round goby (*Neogobius melanostomus*). *Journal of Great Lakes Research*, 31(2), 125-134.

-
- Madenjian, C. P., Pothoven, S. A., Dettmers, J. M., & Holuszko, J. D. (2006). Changes in seasonal energy dynamics of alewife (*Alosa pseudoharengus*) in Lake Michigan after invasion of dreissenid mussels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(4), 891-902.
- Madenjian, C. P., O'Gorman, R., Bunnell, D. B., Argyle, R. L., Roseman, E. F., Warner, D. M., ... & Stapanian, M. A. (2008). Adverse effects of alewives on Laurentian Great Lakes fish communities. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(1), 263-282.
- Madenjian, C. P., Bunnell, D. B., Warner, D. M., Pothoven, S. A., Fahnenstiel, G. L., Nalepa, T. F., ... & Clark Jr, R. D. (2015). Changes in the Lake Michigan food web following dreissenid mussel invasions: a synthesis. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 217-231.
- McGregor, A. M., C. L. Davis, C. J. Walters, & L. Foote, (2015). Fisheries restoration potential for a large lake ecosystem: using ecosystem models to examine dynamic relationships between walleye, cormorant, and perch. *Ecology and Society* 20: 29. [http://dx. doi.org/10.5751/ES-07350-200229](http://dx.doi.org/10.5751/ES-07350-200229)
- Mooij, W. M., Lammens, E. H. R. R., & Densen, W. V. (1994). Growth rate of 0+ fish in relation to temperature, body size, and food in shallow eutrophic Lake Tjeukemeer. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(3), 516-526.
- Mous, P. J. (2000). Interactions between fisheries and birds in IJsselmeer, The Netherlands. Thesis, Wageningen University.
- Mous, P.J., W. Dekker, J.J. de Leeuw, M.R. van Eerden & W.L.T. van Densen, (2003). Interactions in the utilisation of small fish by piscivorous fish and birds, and the fishery in IJsselmeer. In: (I.G. Cowx, Ed) *Interactions between Fish and Birds: implications for management*. Fishing News Books, Blackwell Science, pp 84-118
- Munsch, S. H., Cordell, J. R., & Toft, J. D. (2017). Effects of shoreline armouring and overwater structures on coastal and estuarine fish: opportunities for habitat improvement. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1373-1384.
- Nalepa, T. F., Fanslow, D. L., & Lang, G. A. (2009). Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshwater Biology*, 54(3), 466-479.
- Noordhuis, R. (ed) (2010). *Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling*. Trends en ontwikkelingen in water en natuur van het Natte Hart van Nederland. Rijkswaterstaat Waterdienst, Lelystad.
- Nilsson, P. A., & Brönmark, C. (2000). Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88(3), 539-546.
- Noges, T., Anneville, O., Guillard, J., Haberman, J., Järvalt, A., Manca, M., ... & Noges, P. (2018). Fisheries impacts on lake ecosystem structure in the context of a changing climate and trophic state. *Journal of Limnology*, 77(1).
- Olenina, I., & Olenin, S. (2002). Environmental problems of the south-eastern Baltic coast and the Curonian Lagoon. In *Baltic Coastal Ecosystems* (pp. 149-156). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Pauly, D. (1986). A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data and food conversion experiments. *Fishery Bulletin* 84: 827-840.
- Pothoven, S. A., & Madenjian, C. P. (2008). Changes in consumption by alewives and lake whitefish after dreissenid mussel invasions in Lakes Michigan and Huron. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(1), 308-320.
- Raat, A. J. (1990). Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and European catfish (*Silurus glanis*): a bioenergetics approach. *Hydrobiologia*, 200(1), 497-509.
- Rabaey, S. (2001). Het dieet van baars (*Perca fluviatilis* L.) en snoekbaars (*Stizostedion lucioperca* L.) in relatie tot het voedselaanbod in het IJsselmeer en Markermeer. Thesis 1618, Fish Culture and Fisheries Group, Wageningen University.
- Rakauskas, V., Pūtys, Ž., Dainys, J., Lesutienė, J., Ložys, L., & Arbačiauskas, K. (2013). Increasing population of the invader round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), and its trophic role in the Curonian Lagoon, SE Baltic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 43(2), 95-108.
- Robillard, M.M. & M.G. Fox (2006). Historical changes in abundance and community structure of warmwater piscivore communities associated with changes in water clarity, nutrients, and temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 798-809. <https://doi.org/10.1139/f05-259>

- Roch, S., von Ammon, L., Geist, J., & Brinker, A. (2018). Foraging habits of invasive three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*)—impacts on fisheries yield in Upper Lake Constance. *Fisheries Research*, 204, 172-180.
- Rösch, R. (2014). Lake Constance fish and fisheries. p 21-32 In: Welcomme, R.L., Valbo-Jorgensen, J. & Halls A.S. eds. 2014. Inland fisheries evolution and management – case studies from four continents. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 579. Rome, FAO. 77 pp.
- Roche, K., Šlapanský, L., Travník, M., Janáč, M., & Jurajda, P. (2021). The importance of rip-rap for round goby invasion success—a field habitat manipulation experiment. *Journal of Vertebrate Biology*, 70(4), 21052-1.
- Rudstam, L. G. (2015). Limnological data and depth profile from Oneida Lake, New York, 1975 to present.
- Rudstam, L. G., & Jackson, J. R. (2016). Gill net survey of fishes of Oneida Lake, New York, 1957 to present.
- Schmieder, K. (2004). European lake shores in danger—concepts for a sustainable development. *Limnologica*, 34(1-2), 3-14.
- School, J.J.M., Vrooman, J., Volwater, J.J.J., de Leeuw, J.J., Kampen, J. & de Bruijn, P. (2023), A-toomkuilsurvey 2022: IJsselmeer en Markermeer. Wageningen Marine Research rapport, no. C017/23, Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Siuda, W., Grabowska, K., Kaliński, T., Kiersztyn, B., & Chróst, R. J. (2020). Trophic state, eutrophication, and the threats for water quality of the great Mazurian Lake System. *Polish River Basins and Lakes—Part I*, 231-260.
- Spaans, A. L. (1971). On the feeding ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the northern part of the Netherlands. *Ardea*, 55(1-2), 73-188.
- Specziár, A. (2011). Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *Sander volgensis* shaped by bimodal prey size distribution. *Journal of Fish Biology*, 79(7), 1895-1917.
- Specziár, A., & Erös, T. (2015). Freshwater resources and fisheries in Hungary. *Freshwater Fisheries Ecology*, 196-200.
- Schreckenbach, K., R. Knösche & K. Ebert (2001). Nutrient and energy content of freshwater fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 17(3), 142-144.
- Steinhart, G. B., Marschall, E. A., & Stein, R. A. (2004). Round goby predation on smallmouth bass offspring in nests during simulated catch-and-release angling. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(1), 121-131.
- Stige, L.C., Rogers, L.A., Neuheimer, A.B., Hunsicker, M.E., Yaragina, N.A., Ottersen, G., Ciannelli, L., Langangen, Ø., & Durant J.M. (2019). Density- and size-dependent mortality in fish early life stages. *Fish and Fisheries* 20: 962-976. <https://doi.org/10.1111/faf.12391>
- Svagždys, A. (2009). Impact of environmental conditions on smelt catch fluctuations in the Nemunas River and the Curonian Lagoon. *Ekologija*, 55(3-4), 204-214.
- Tammeorg, O., Niemistö, J., Möls, T., Laugaste, R., Panksep, K., & Kangur, K. (2013). Wind-induced sediment resuspension as a potential factor sustaining eutrophication in large and shallow Lake Peipsi. *Aquatic sciences*, 75(4), 559-570.
- Tammiksaar, E., & Kangur, K. (2020). Fish and fishing in Lake Peipsi (Estonia/Russia) since 1851: Similarities and differences between historical and modern times. *Journal of Great Lakes Research*, 46(4), 862-869.
- Thomas, G., & Eckmann, R. (2007). The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth—the Lake Constance example revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(3), 402-410.
- Tien, N., Mosqueira, I., Brunel, T., van der hammen, T., Molla Gazi, K., van Donk, S., Foekema, E., & de Leeuw, J. (2020). Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem en de evaluatie van potentiële oogstregels voor snoekbaars en baars: in het IJssel-/Markermeer 2020. Wageningen Marine Research rapport; No. C041/20.
- Tien, N., P. de Bruijn, C. Cheng, M. Dammers, P. Molenaar, K. Kwakman-Schilder, J. School, I. van der Ouderaa, J. Volwater (2023). Aanvullend onderzoek aan de biologie en visserij van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem gericht op de beheerstrategieëvaluatie voor de visserij op het IJsselmeer/Markermeer. Wageningen Marine Research rapport C002/23.
- Tingley, R. W., Bunnell, D. B., Warner, D. M., Madenjian, C. P., & Armenio, P. Status and trends of pelagic and benthic prey fish populations in lake Michigan, 20201, 2.

- Truemper, H. A., & Lauer, T. E. (2005). Gape limitation and piscine prey size-selection by yellow perch in the extreme southern area of Lake Michigan, with emphasis on two exotic prey items. *Journal of Fish Biology*, 66(1), 135-149.
- Turesson, H., & Brönmark, C. (2007). Predator-prey encounter rates in freshwater piscivores: effects of prey density and water transparency. *Oecologia*, 153, 281-290.
- Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., & Vander Zanden, M. J. (2011). Borders of biodiversity: life at the edge of the world's large lakes. *BioScience*, 61(7), 526-537.
- Vainikka, A., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Huuskonen, H., Eronen, R., & Hyvärinen, P. (2017). Model-based evaluation of the management of pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks using minimum and maximum size limits. *Boreal Environment Research* 22: 187-212.
- Vanderploeg, H. A., Nalepa, T. F., Jude, D. J., Mills, E. L., Holeck, K. T., Liebig, J. R., ... & Ojaveer, H. (2002). Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59(7), 1209-1228.
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Nalepa, T. F., Fahnenstiel, G. L., & Pothoven, S. A. (2010). *Dreissena* and the disappearance of the spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 50-59.
- Vanderploeg, H. A., Pothoven, S. A., Fahnenstiel, G. L., Cavaletto, J. F., Liebig, J. R., Stow, C. A., ... & Bunnell, D. B. (2012). Seasonal zooplankton dynamics in Lake Michigan: disentangling impacts of resource limitation, ecosystem engineering, and predation during a critical ecosystem transition. *Journal of Great Lakes Research*, 38(2), 336-352.
- Van Donk, S., Shamoun-Baranes, J., Van Der Meer, J., & Camphuysen, K. C. (2019). Foraging for high caloric anthropogenic prey is energetically costly. *Movement ecology*, 7, 1-12.
- Van Dorst R.M., Gårdmark A., Svanbäck R., Beier U., Weyhenmeyer G.A., Huss M. (2019). Warmer and browner waters decrease fish biomass production. *Global Change Biology* 25: -1408.
- Van Eerden, M. V., Bos, H., & van Hulst, L. (2007). In the Mirror of a Lake, Peipsi and IJsselmeer for mutual reference. Rijkswaterstaat, Lelystad.
- Van Rijn, S.H.M. & van Eerden, M.R., (2002). Aalscholvers in het IJsselmeergebied: concurrent of graadmeter? *Vogels, vissen en visserij in een duurzaam evenwicht*.
- Van Rijn, S.H.M. & M.R. van Eerden (2021). Actualisatie Doeluitwerking Vogelrichtlijnsoorten IJsselmeergebied 2020. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2021-08.
- Van Rijssel, J.C., O.A. van Keeken, J.J. de Leeuw (2022). Vismonitoring Rijkswateren t/m 2021. Deel 1: Toestand en trends. Wageningen Marine Research rapport C096/21.
- Verdonschot, P.F.M., M.C. van Riel, R.C.M. Verdonschot (2021). Gezond bodemleven als sleutel voor een robuust Markermeer. *Landschap 2021*: 15-23.
- Volwater J., van Rijssel J. C. & Tien N. (2022). Bestandsoverzicht van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem in het IJsselmeer/Markermeer, 2021. Wageningen Marine Research rapport C024.22.
- Vonk, J.A., M.J.J.M. Verhofstad & H.G. van der Geest (2019). Ondergedoken waterplanten in het Markermeer: vragen en antwoorden. Rapport Universiteit van Amsterdam, november 2019.
- Vriese, T., M. Koole, N. Bleile, R. Kleppe & J. Hop (2022). Invloed van systeemveranderingen op visstand en visgedrag in het IJsselmeer. ATKB rapport 20212113/rap01.
- Weiperth, A., Ferincz, Á., Kováts, N., Hufnagel, L., Staszny, Á., Keresztessy, K., ... & Paulovits, G. (2014). Effect of water level fluctuations on fishery and anglers' catch data of economically utilised fish species of Lake Balaton between 1901 and 2011. *Appl. Ecol. Environ. Res*, 12, 221-249.
- Wensink, S. M., & Tiegs, S. D. (2016). Shoreline hardening alters freshwater shoreline ecosystems. *Freshwater Science*, 35(3), 764-777.
- Wiersma, Piersma en Van Eerden, (1995). Food intake of great crested grebes *Podiceps cristatus* wintering on cold water as a function of various cost factors. *Ardea*, 83(2), 339-350.
- Wołos, A., Zdanowski, B., & Wierchowska, M. (2009). Changes in the trophic state of Lake Niegocin based on physical, chemical, biological, and commercial fisheries data. *Fisheries & Aquatic Life*, 17(4), 179-194.
- Zintz, K., Löffler, H., & Schröder, H. G. (2010). Lake Constance: a natural environment in change. Thorbecke.
- Zhu, B., Fitzgerald, D. G., Mayer, C. M., Rudstam, L. G., & Mills, E. L. (2006). Alteration of ecosystem function by zebra mussels in Oneida Lake: impacts on submerged macrophytes. *Ecosystems*, 9, 1017-1028.

Verantwoording

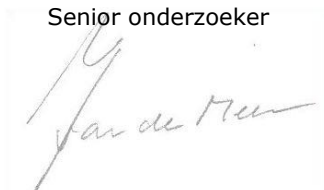
Rapport C030/23

Projectnummer: 4318100385/4311400036

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Prof. dr. J van der Meer
Senior onderzoeker

Handtekening:



Datum: 4 juli 2023

Akkoord: Dr. Ir. T.P. Bult
Director

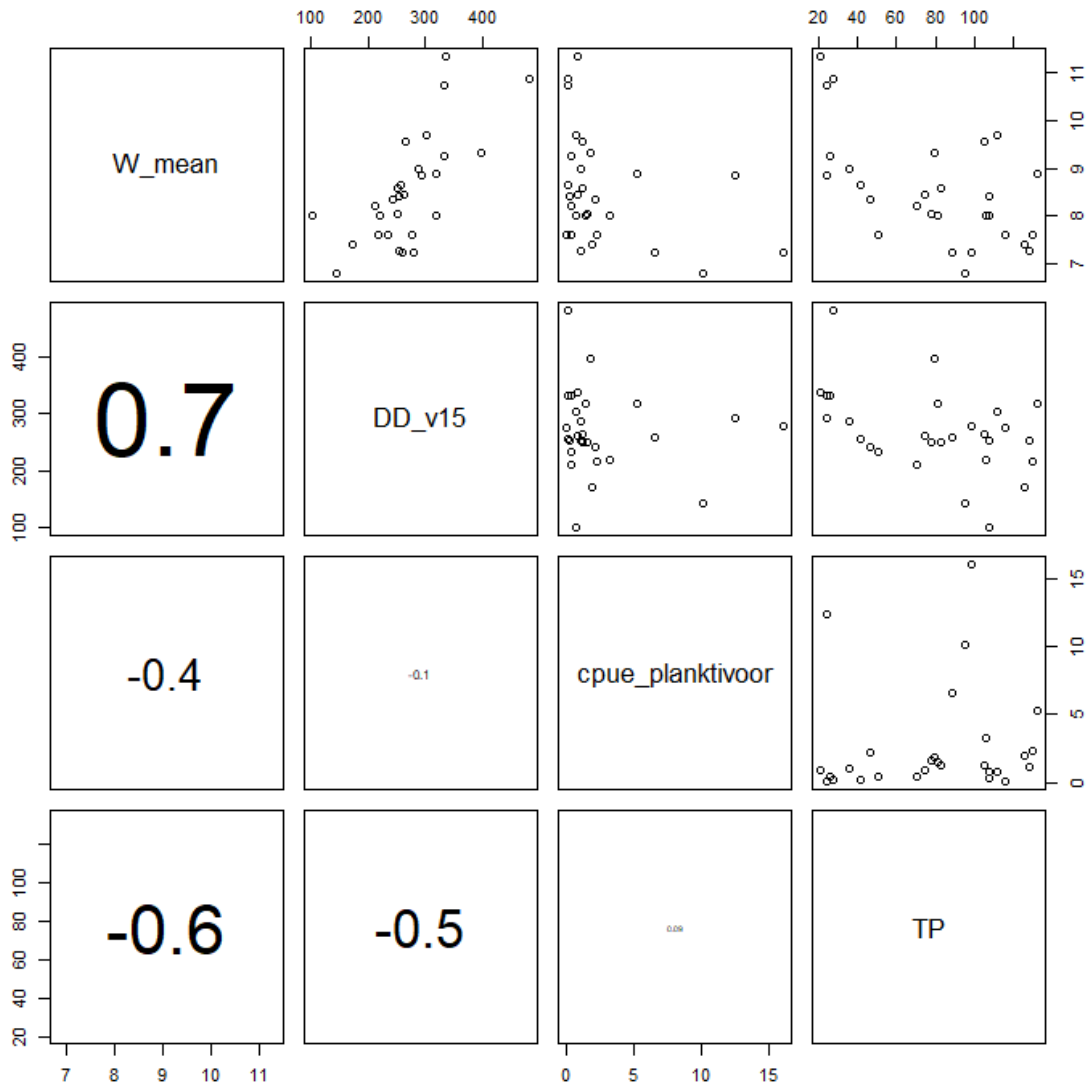
Handtekening:



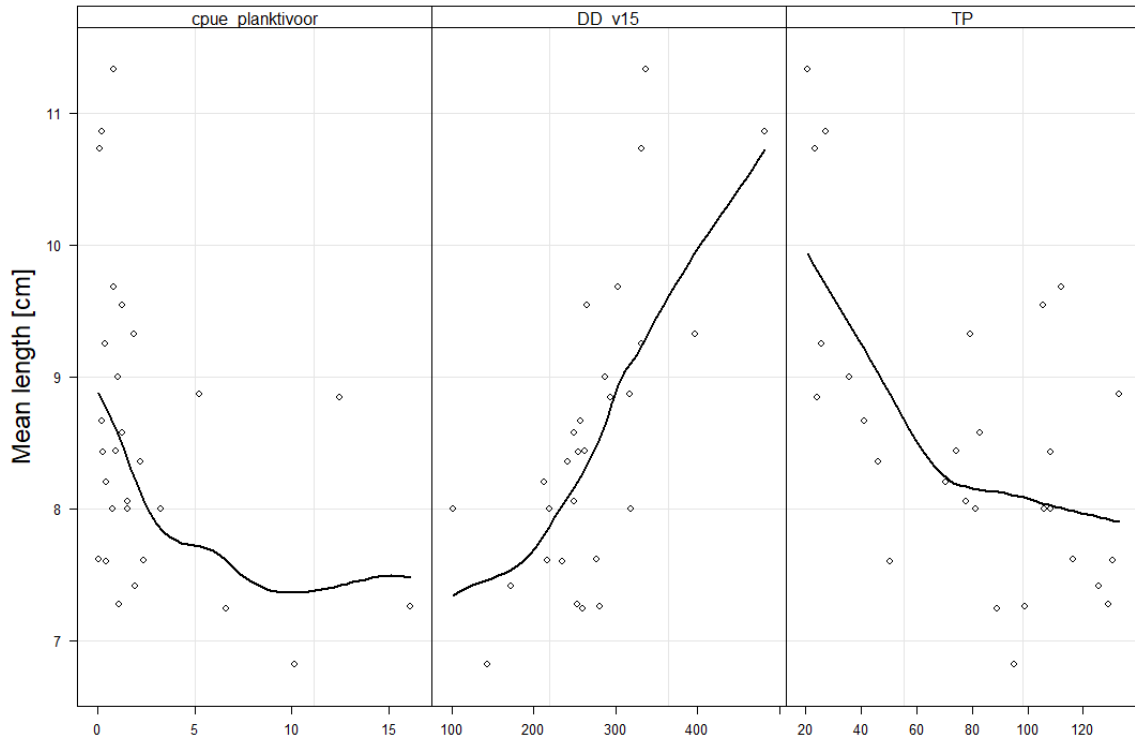
Datum: 4 juli 2023

Bijlage 1 Statistiek veranderingen in groei

Enkele resultaten vanuit de data exploratie waarbij o.a. is gekeken naar collineariteit en relaties tussen de potentiële verklarende variabelen (Degree-Days (DD), dichtheid (cpue) & fosfaat (TP)) en de afhankelijke variabele (gemiddelde lengte). Hieruit bleek dat Degree-Days en TP negatief gecorreleerd zijn met elkaar, oftewel bij hogere temperaturen zijn lagere fosfaatconcentraties waargenomen (Figuur B1.1 en B1.2)). Gezien Figuur 3 en Figuur 20 zijn de trends over tijd inderdaad tegengesteld en hebben deze simultaan plaatsgevonden. Vanwege de collineariteit tussen Degree-Day en TP is besloten om TP niet mee te nemen in de multivariabele lineaire regressie analyse (Tabel B.1)



Figuur B1.1. Collineariteitsplot waarin alle variabele tegen elkaar zijn uitgezet. Hierbij is brasem in het Markermeer als voorbeeld gebruikt. W_mean = gemiddelde lengte brasem in het Markermeer, DD_v15 = Degree-Day met referentiewaarde 15, cpue_planktivoor = dichtheid (cpue) van nuljarige baars, blankvoorn en brasem en TP = totale concentratie fosfaat in het Markermeer.



Figuur B1.2. Plots van de relatie tussen de afhankelijke variabele (gemiddelde lengte) en de drie verklarende variabele dichtheid, Degree-Day en TP. Lijnen zijn smoothers.

Tabel B1. Overzicht en samenvatting van de multivariabele lineaire regressie modellen per soort voor het IJssel- en Markermeer. * = significant ($P < 0.05$). In de tabel is de multiple R-squared (R^2) weergegeven.

| | Intercept | DD | p-value | cpue_0 | p-value | R^2 |
|-------------------|-----------|---------|---------------------|---------|---------|-------|
| IJsselmeer | | | | | | |
| Snoekbaars | 7,24 | 0,012* | 0,004 | -0,17* | 0,0008 | 0,39 |
| Baars | 4,53 | 0,0033 | 0,057 | 0,03 | 0,14 | 0,27 |
| Blankvoorn | 2,9 | 0,0048* | 0,0002 | 0,045* | 0,002 | 0,64 |
| Brasem | 4,68 | 0,015* | $1,4 \cdot 10^{-8}$ | -0,022 | 0,14 | 0,71 |
| Spiering | 6,60 | 0,0010 | 0,48 | -0,08* | 0,043 | 0,17 |
| Markermeer | | | | | | |
| Snoekbaars | 8,63 | 0,0075* | 0,001 | 0,024 | 0,69 | 0,34 |
| Baars | 5,78 | 0,003* | 0,04 | -0,14* | 0,002 | 0,41 |
| Blankvoorn | 3,71 | 0,0043* | 0,01 | -0,095* | 0,047 | 0,34 |
| Brasem | 5,99 | 0,01* | $2,7 \cdot 10^{-5}$ | -0,08* | 0,042 | 0,56 |
| Spiering | 7,86 | -0,0005 | 0,72 | -0,011 | 0,88 | 0,01 |

Bijlage 2 Schatting consumptie kleine vis door baars en snoekbaars

Om de orde grootte te schatten van de hoeveelheid jonge vis die jaarlijks gegeten wordt is de benadering van Mous et al. (2003) gebruikt. Als uitgangspunt wordt aangenomen dat in een stabiele situatie zonder eenduidige bestandstoename of afname de jaarlijkse aanlanding van de commerciële visserij op baars en snoekbaars in evenwicht is met de jaarlijkse productie van baars en snoekbaars. De tijdreeks van de commerciële vangst op basis van respectievelijk PVis, PO en logboeken vormt de basis (zie Volwater et al. 2022 en Tien et al. 2023 voor details). Voor de productie van 1 kg roofvis wordt verondersteld dat 5 kg prooivis over een jaar is geconsumeerd (*food conversion efficiency* 0.2, Pauly 1986). Wanneer commerciële vangsten en jaarlijkse productie in evenwicht zijn is de aanlanding * factor 5 dus een benadering van de minimale consumptie van kleine vis door maatse baars (>22 cm) en maatse snoekbaars (>42 cm) als we aannemen dat de natuurlijke sterfte zeer klein is ten opzichte van de visserijsterfte (dat wil zeggen dat het grootste deel van de productie wordt gevangen). Baars wordt echter al piscivore vanaf een lengte van ca 15 cm en snoekbaars vanaf een lengte van 12 cm. De fractie ondermaatse baars en snoekbaars die piscivore is moet dus ook meegenomen worden. Mous et al. (2003) schatten die fractie door op basis van een eenvoudig biomassa-productiemodel met jaarlijkse visserijsterfte $F=0.86$ (baars) en $F=1.5$ (snoekbaars), natuurlijke sterfte van $M=0.2$ voor ondermaatse roofvis en groeiparameters van Buijse (1992), dat de productie inclusief ondermaatse roofvis een factor 1.2 voor baars en 2.9 voor snoekbaars hoger uitkomt dan op basis van de aanlanding van maatse baars en snoekbaars. Omdat we geen betere schatting hebben van veranderingen in visserijsterfte over de jaren zijn dezelfde correctiefactoren toegepast voor de hele tijdreeks van aanlandingen om een grove indicatie van (veranderingen in) consumptie van kleine vis door baars en snoekbaars te verkrijgen. Ook is niet gecorrigeerd voor veranderingen in groeisnelheid van baars en snoekbaars over de tijdreeks.

Een aanvullende methode om de orde grootte van visconsumptie door roofvis te bepalen is door schattingen van visconsumptie op basis van de geschatte aanwezige biomassa en lengteverdeling van piscivore baars en snoekbaars te maken. De aanwezige biomassa en lengteverdeling in het najaar is geschat op basis van de A-toomkuilsurvey onder aanname dat de biomassa 25% hoger ligt dan het vangstsucces (cpue, kg/ha) van de A-toomkuilsurvey-indices (schatting op basis van ongepubliceerde indicaties voor rendement vistuig van ATKB). Hoeveel baars en snoekbaars eten van welke vissoort is hetzelfde berekend als bij de vogelpredatie (De Leeuw en van Donk, 2020b; Tien et al., 2020, 2023; bijlage 4). Voor de berekening is de soortsaanstelling gebaseerd op de vangstsaanstelling van de A-toomkuilsurvey.

Tabel B2.1. Minimale prooigrootte van snoekbaars en baars, afhankelijk van de lengteklasse.

| Predator | Lengteklasse (cm) | Minimumlengte prooivis (cm) |
|------------|-------------------|-----------------------------|
| Snoekbaars | 12 -15 | 3 |
| | 15 - 20 | 4 |
| | 20 -45 | 5 |
| | >45 | 6 |
| Baars | 15 - 32 | 3 |
| | 32- 40 | 4 |
| | > 40 | 6 |

Minimum prooigrootte is afhankelijk van de lengte van de predatorvis (figuur 9; Tabel B2.1). De maximum prooigrootte voor baars en snoekbaars is afhankelijk van de bekgrootte (*'gape width'*) van de roofvis en de hoogte (*'body depth'*) van de prooivis. Aangenomen is dat de predator de prooi kan consumeren wanneer de bekgrootte van de predator groter is dan de hoogte van de prooivis. Verschillende formules uit de literatuur zijn gebruikt om de bekgrootte en de hoogte van de vis te berekenen, waarbij deze parameters afhankelijk zijn van de lengte van de vis. De bekgrootteformules voor snoekbaars en baars zijn afkomstig uit Mous (2000). Om de hoogte van de prooisorten te

berekenen zijn de volgende artikelen gebruikt waarin de formules staan: snoekbaars, baars, spiering en pos (Mous, 2000), blankvoorn en brasem (Nilsson & Brönmark, 2000), pontische stroomgrondel (Specziár, 2011) en Zwartbekgrondel (Truemper & Lauer, 2005) (Tabel B2.2). Voor zwartbekgrondel is niet de hoogte van de vis, maar de hoofdbreedte ('head width') de limiterende factor voor een predatorvis (Truemper & Lauer, 2005). De consumptie per kg roofvisbiomassa is vervolgens geschat met twee verschillende benaderingen.

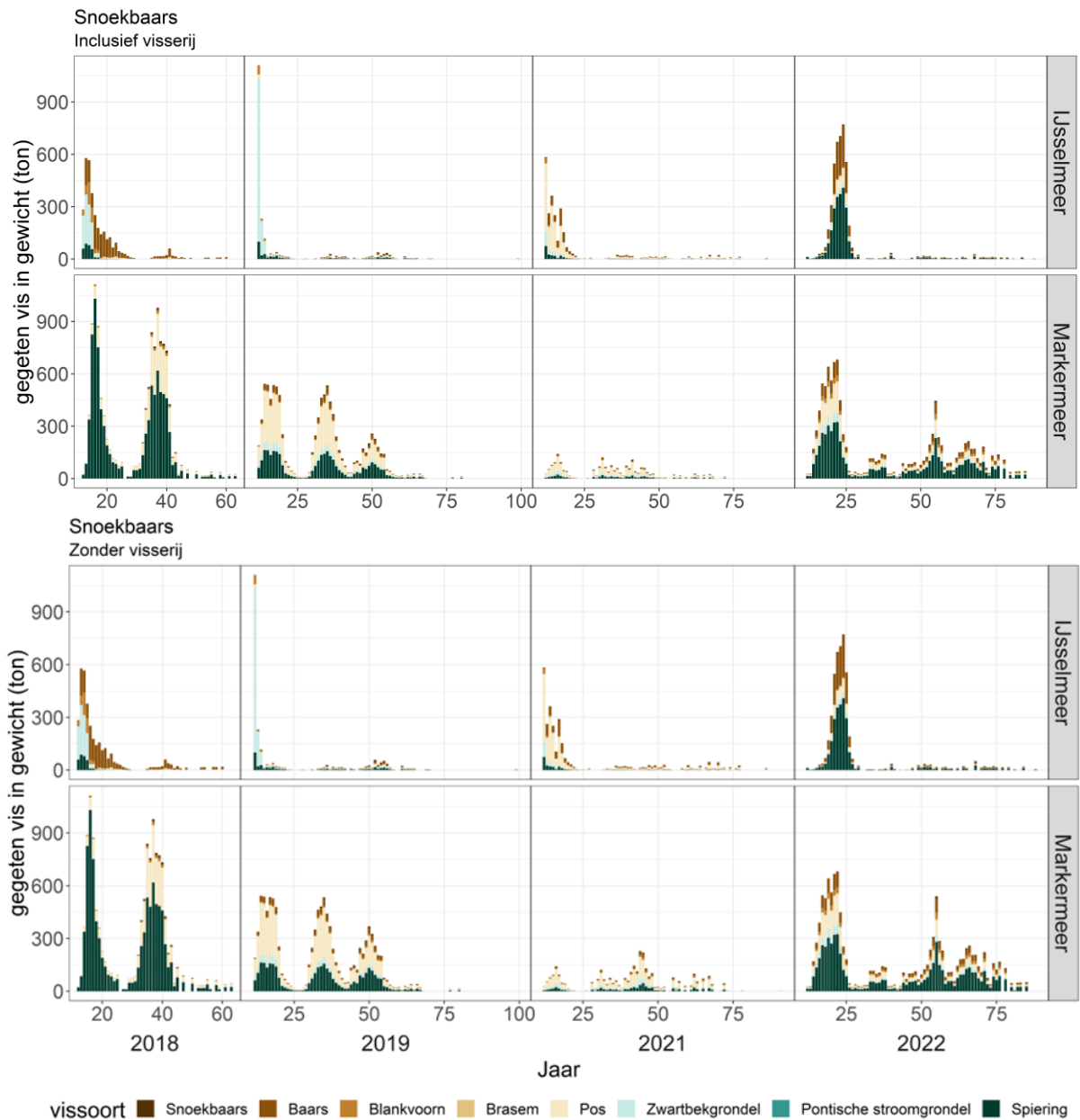
Tabel B2.2. Formules om de bekgrootte, de hoogte van de vis te berekenen en de referenties waar de formules afkomstig zijn. TL = total length (cm), SL = standard length (cm). * voor zwartbekgrondel is niet de body depth formule gebruikt maar de hoofdbreedte van de vis.

| soort | 'gape width' (cm) | 'body depth' (cm) | referentie |
|-------------------------|-------------------|--------------------------|---------------------------|
| snoekbaars | $0.113*TL+0.274$ | $0.260*TL-0.278$ | Mous (2000) |
| baars | $0.117*TL-0.140$ | $0.322*TL-0.600$ | Mous (2000) |
| brasem | | $(0.314*TL*10-4.523)/10$ | Nilsson & Brönmark (2000) |
| blankvoorn | | $(0.314*TL*1-4.523)/10$ | Nilsson & Brönmark (2000) |
| pos | | $0.312*TL-0.403$ | Mous (2000) |
| zwartbekgrondel* | | $0.177*TL-2.233$ | Truemper & Lauer (2005) |
| pontische stroomgrondel | | $0.2*(SL)-0.606$ | Specziár (2011) |
| spiering | | $0.179*TL-0.033$ | Mous (2000) |

Benadering 1. (alleen snoekbaars)

Vainikka et al. (2017) schatten de consumptie op basis van een maximale voedselopname (*maximum feeding capacity*) over een heel jaar voor snoekbaarzen in het Finse meer Jyväsjärvi. Daarin is met behulp van experimenten in het lab en ijkingen in het veld en rekening houdend met de seizoensvariatie in watertemperatuur in het meer en de grootteverdeling van snoekbaarzen in het meer de jaarlijkse visconsumptie geschat. Als ijkpunt voor de biomassa en grootteverdeling van snoekbaars is het moment voor de paai gekozen. De jaarlijkse visconsumptie voor een snoekbaars van 100 gram was circa 1500 gram vis per jaar en voor een snoekbaars van 1000 gram ruim 6000 gram per jaar.

Voor toepassing van deze benadering op het IJsselmeer en Markermeer zijn dezelfde voedselconsumptieschattingen gebruikt per individu van een bepaalde grootte als in Vainikka et al. (2017), hoewel de omstandigheden in Finland afwijken van die in Nederland (korter seizoen, lagere watertemperatuur dus geringere groei en jaarlijkse voedselconsumptie). De biomassa voor het paaiseizoen is geschat door van de (bovengenoemde voor vangstefficiëntie gecorrigeerde) biomassa uit de A-toomkuilsurvey in het najaar de geschatte weggeviste biomassa per lengteklasse na de survey af te trekken. Deze weggeviste biomassa is geschat op basis van logboekgegevens van de biomassa die na de A-toomkuilsurvey tot 15 maart (einde visseizoen) is aangeland. Aangenomen is dat de visserij zich niet gefocust heeft op specifieke lengteklassen en dat alle lengteklassen evenredig worden weggevangen met de abundantie van de lengteklassen. Visserij heeft overigens nauwelijks effect op de consumptie van de totale populatie (zie figuren B2.1, met en zonder visserij), omdat vooral ondermaatse snoekbaars het grootste aandeel van de visconsumptie vertegenwoordigt. De op deze wijze geschatte visconsumptie door snoekbaars voor de afgelopen jaren is ca 3000 ton voor het IJsselmeer en ca 9000 voor het Markermeer (doch duidelijk minder in 2021 toen duidelijk minder grote snoekbaarzen werden gevangen in de A-toomkuilsurvey), en voor beide meren samen ca 12000 ton (Tabel B2.3).

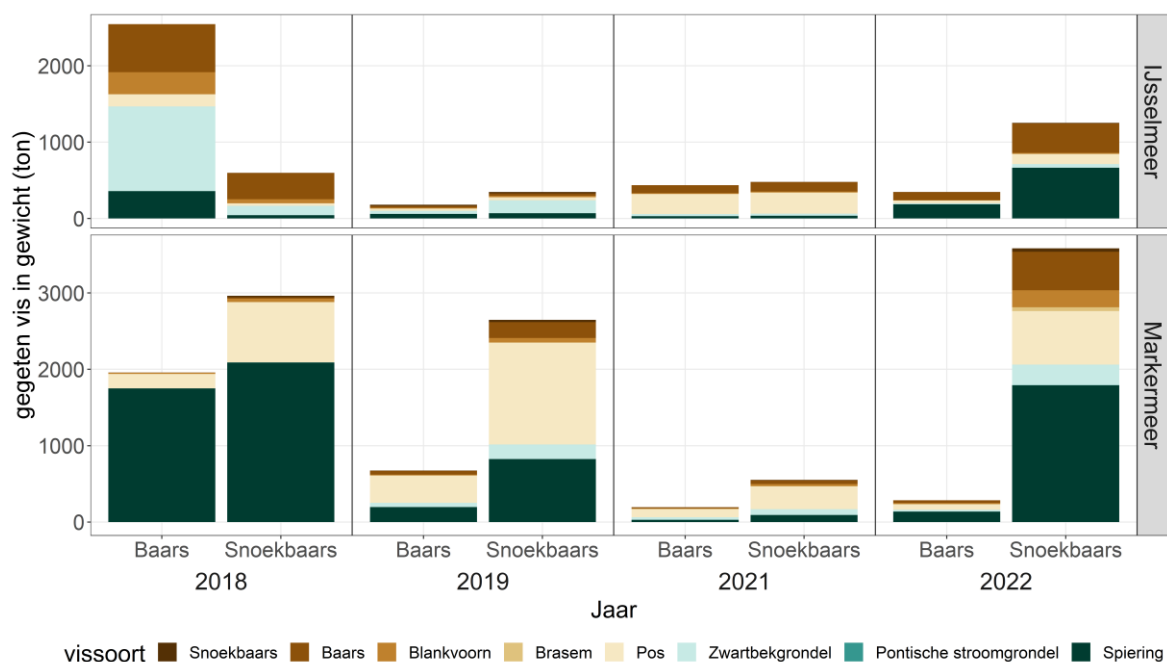


Figuur B2.1. Gesachte visconsumptie door piscivore snoekbaars op basis van biomassa en lengteverdeling in A-toomkuilsurveys gecorrigeerd voor visserij die plaatsvond na de A-toomkuilsurvey tot eind visseizoen 15 maart (boven) en zonder correctie voor visserij (onder), en jaarlijkse voedselopname volgens Vainikka et al. 2017.

Benadering 2 (snoekbaars en baars)

Een andere benadering voor visconsumptie is gebaseerd op getallen voor de noordamerikaanse tegenhangers van snoekbaars en baars, respectievelijk walleye *Sander vitreus* en yellow perch *Perca flavescens* voor Lac la Biche, Alberta, Canada uit McGregor et al. (2015). De biomassa net voor het paaiseizoen is hetzelfde berekend als benadering 1. In deze modelstudie is de jaarlijkse visconsumptie geschat voor individuen opgedeeld in twee lengteklassen (snoekbaars <35 cm: jaarlijkse visconsumptie 4.25 x lichaamsgewicht; snoekbaars >35 cm: 1.95 x lichaamsgewicht; baars <20 cm: 6.27 x lichaamsgewicht; baars >20 cm: 3.17 x lichaamsgewicht).

Deze benadering levert schattingen van de jaarlijkse visconsumptie in de afgelopen jaren (2018, 2019, 2021, 2022) door baars van gemiddeld 880 ton in het IJsselmeer en 780 ton in het Markermeer, en voor snoekbaars gemiddeld 670 ton in het IJsselmeer en 2440 ton in het Markermeer (Figuur B2.2). Voor beide meren en baars en snoekbaars samen komt dat op een gemiddelde jaarlijkse visconsumptie van 4760 ton in de afgelopen jaren (Tabel B2.3).



Figuur B2.2. Geschatte visconsumptie door baars en snoekbaars op basis van biomassa en lengteverdeling Atoomkuilsurvey, gecorrigeerd voor visserij, en jaarlijkse voedselopname volgens McGregor et al. (2015).

Tabel B2.3. Totaal geschatte visconsumptie (in ton) door roofvis per meer per jaar op basis van benadering 1 (alleen snoekbaars) en benadering 2 (baars en snoekbaars).

| Jaar | IJsselmeer | | Markermeer | | Totaal Benadering 1 (snoekbaars) | Totaal Benadering 2 (baars+snoekb) |
|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--|--|
| | Benadering 1 | Benadering 2 | Benadering 1 | Benadering 2 | | |
| 2018 | 3338 | 3144 | 12319 | 4921 | 15657 | 8065 |
| 2019 | 2035 | 529 | 9959 | 3322 | 11994 | 3851 |
| 2021 | 2577 | 916 | 1953 | 747 | 4530 | 1663 |
| 2022 | 4532 | 1601 | 11164 | 3869 | 15696 | 5470 |
| gemiddeld | 3121 | 1548 | 8849 | 3215 | 11969 | 4762 |

Bijlage 3 Verandering predatiedruk door snoekbaars en baars op schubvissoorten

In het kader van het Actieplan voor het visserijbeheer in het IJsselmeergebied wordt nieuw instrumentarium ontwikkeld om de toestand van visbestanden beter te kunnen beschrijven en visserijmaatregelen beter af te stemmen op beleidsdoelen ter verbetering van de visstand en de visserijmogelijkheden. Naast een inschatting van veranderingen in draagkracht voor de (toekomstige) visbestanden zoals behandeld in deze rapportage, is bij de modelontwikkeling ook behoefte aan een inschatting van veranderingen in natuurlijke sterfte van de schubvisbestanden. Naast een zeer globale inschatting van de visconsumptie in hoofdstuk 4 en 5 door zowel vogels als roofvis (en een globale inschatting van omvang bijvangsten) wordt in onderstaande een inschatting gegeven van de mate waarin natuurlijke sterfte op commerciële schubvissoorten veranderd is sinds 1990 door verandering in predatiedruk door snoekbaars en baars. Op vergelijkbare wijze is een inschatting gemaakt van natuurlijke sterfte als gevolg van predatie door visetende vogels in Tien et al. (2023).

Op basis van dieetgegevens van baars en snoekbaars, gepresenteerd in Figuur 9 en Tabel 3, kunnen de volgende indices voor natuurlijke sterfte door roofvis worden voorgesteld:

Baars

Baars kan kannibaal worden vanaf een lengte van 15 cm. Predatie van andere commercieel beviste schubvissoorten (blankvoorn, snoekbaars en brasem) is verwaarloosbaar. De hoeveelheid baars in het dieet neemt toe met de lengte van baars. Als indicatie voor verandering in natuurlijke sterfte van 0+ baars door oudere baars kan daarom de bestandsindex voor baars > 15 cm (of 1+ en ouder) en/of de commerciële aanlanding van baars (minimummaat 22 cm) gebruikt worden. Aanlandingsgegevens van baars in de nettenvisserij hangt echter af van de visserij op snoekbaars.

Snoekbaars

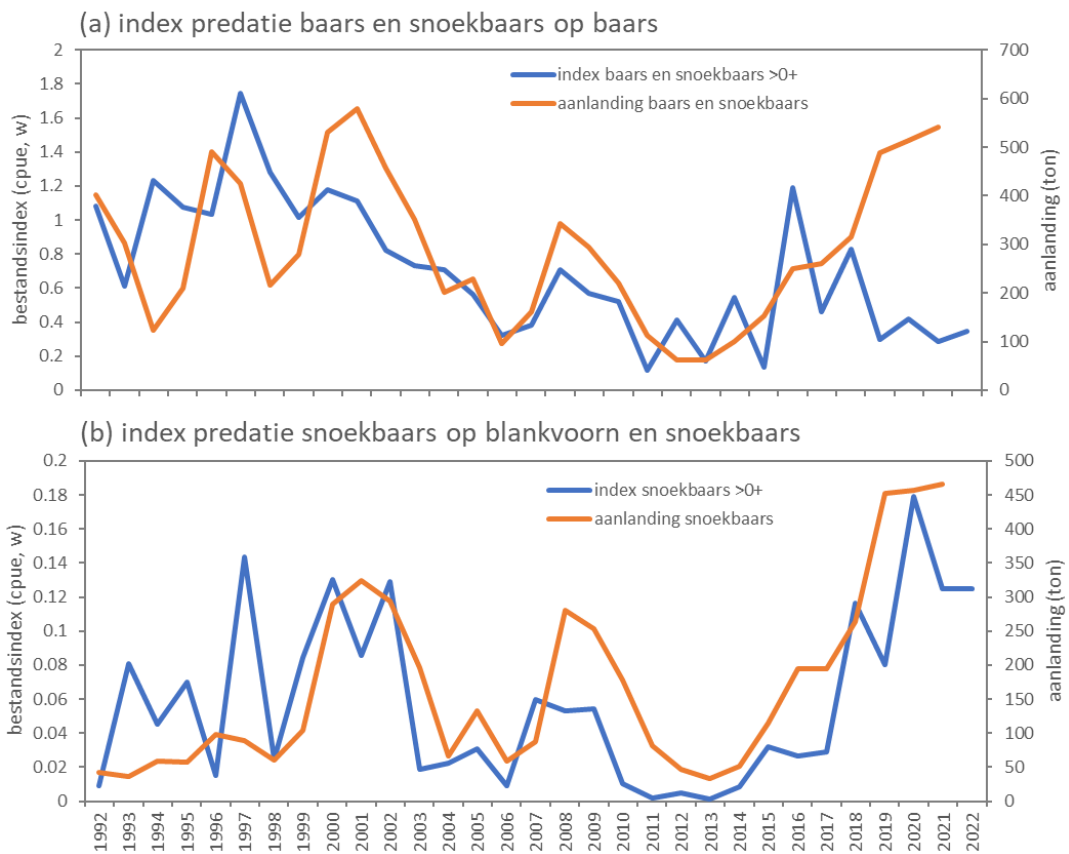
Snoekbaars wordt aanzienlijk groter dan baars, waarbij naast kleine baars ook blankvoorn en in zekere mate snoekbaars deel uitmaakt van het dieet, met name voor snoekbaars groter dan 40 cm. Als indices voor veranderingen in natuurlijke sterfte door snoekbaars kan daarom gebruikt worden de bestandsindices van snoekbaars groter dan 25 cm (of 1+ en ouder) voor kleine baars (met name 0+ en 1+), terwijl bestandsindices voor snoekbaars groter dan 40 cm (of 2+ en ouder) een goede indicatie geeft voor veranderingen in natuurlijke sterfte voor blankvoorn, baars en snoekbaars kleiner dan 20 cm. Evenzo kunnen aanlandingen van snoekbaars (minimummaat 42 cm) een indicatie geven voor natuurlijke sterfte voor deze groepen. Trends in de aanlandingen en de index voor het bestand paarijpe snoekbaars vertonen sterke overeenkomsten (Volwater et al. 2022).

Indices voor natuurlijke sterfte van jonge schubvis door roofvis

Op basis van bovengenoemde diëten van piscivore baars en snoekbaars en hun indicatorwaarde voor natuurlijke sterfte van jonge vis door roofvis worden samengestelde indices voorgesteld als in Tabel B3 en Figuur B3. Brasem wordt zo weinig in het dieet aangetroffen dat hiervoor geen index voor predatie door roofvis wordt voorgesteld.

Tabel B3. Voorgestelde indices voor natuurlijke sterfte als gevolg van predatie door roofvis.

| proovivis | Index op basis van roofvisbestand | Index op basis van aanlanding roofvis |
|-------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| baars | index baars en snoekbaars >0+ | aanlanding baars en snoekbaars |
| blankvoorn | index snoekbaars >0+ | aanlanding snoekbaars |
| snoekbaars | index snoekbaars >0+ | aanlanding snoekbaars |



Figuur B3. Indices voor predatie op (a) jonge baars, en (b) jonge blankvoorn en snoekbaars door piscivore baars en snoekbaars.

Bijlage 4 Visconsumptie door vogels

De jaarlijkse visconsumptie door visetende watervogels is berekend volgens de methoden beschreven in De Leeuw & Van Donk (2020b), bijlagen 2 en 3. Aannames die gemaakt zijn voor deze methode, staan gedetailleerd uitgewerkt in Tien et al. (2020), bijlage 4. In deze bijlage is de methode in het kort samengevat. Tevens zijn veranderingen benoemd t.o.v. de methode in De Leeuw & van Donk (2020b) en zijn 4 vogelsoorten extra meegenomen in de berekening voor de totale visconsumptie door vogels.

De methode bestaat uit drie stappen:

- (1) Het berekenen van energetische behoefte van vogels per soort,
- (2) Het schatten van de hoeveelheid vogels die foerageren op IJsselmeer en Markermeer
- (3) Het schatten van de hoeveelheid vis per vogelsoort.

(1). De voedselbehoefte is geschat op basis van de dagelijkse energiebehoefte van de vogels (eenheid in kJ), waarbij voor broedende visdief en aalscholver ook het voedsel voor het grootbrengen van jongen is inbegrepen.

(2) Het schatten van de aantallen vogels in het IJsselmeer en Markermeer is gebaseerd op maandelijkse vliegtuigtellingen (SOVON.nl), waaruit een seizoensgemiddelde berekend is. Voor de berekening is het seizoensgemiddelde gecorrigeerd voor de fractie vogels die op het open water onderteld zijn. De aantallen visdieven is berekend aan de hand van het aantal broedparen en niet van maandelijkse vliegtuigtellingen. Om het seizoensgemiddelde van de visdief te schatten zijn enkele aannames gemaakt: aangenomen is dat elk jong (1 jong per paar) het overleeft en daarna twee maanden als volwassene rond het IJsselmeer verblijft. Daarnaast is aangenomen dat de paren (2 volwassen individuen) van 15 april tot en met 31 augustus in het land blijven (4.5 maand).

Data van SOVON van zwarte stern zijn uitgedrukt in seizoensmaximum (voornamelijk ruiende vogels en doortrekkers in de periode juli-september met een maximum in augustus). Er is een sterke relatie tussen het seizoensmaximum en het seizoensgemiddelde (3:1), waardoor het mogelijk is om het seizoensgemiddelde uit te rekenen aan de hand van het seizoensmaximum (Van der Winden et al., 2022). Data van zwarte stern zijn afkomstig van tellingen op slaappleatsen in het IJsselmeergebied, waardoor geen vliegtuigtellingcorrectie nodig is.

(3) De samenstelling van het dieet is geschat op basis van fracties van de verschillende prooivissoorten in de jaarlijkse boomkorsurvey, waarbij rekening is gehouden met de minimale en maximale prooigrootte waarop een vogel foerageert (Tabel B4.1). In tegenstelling tot de methode in bijlage 3 in De Leeuw & Van Donk (2020b) is de fractie spiering met 5 vermenigvuldigd om te corrigeren voor het feit dat volgens Mous (2000) spiering in de survey wordt onderschat met een factor 5 ten opzichte van de andere potentiële prooivissoorten, omdat deze soort voor een belangrijk deel hoger in de waterkolom voorkomt dan waar de boomkor vist. De spieringvangsten van de boomkor zijn voor aalscholver gehalveerd, omdat spiering slechts een zeer beperkt deel van het dieet van aalscholver vormt (Van Rijn & Van Eerden, 2002). Als laatst is aangenomen dat zwarte stern alleen maar spiering eet (De Leeuw & Van Donk (2020b)). De aldus gecorrigeerde geschatte diëten komen sterk overeen met diëten van visetende vogels op basis van maaganalyses (Tabel 3.1 in De Leeuw & Van Donk 2020b).

Tabel B4.1. Minimale en maximale prooigrootte per vogelsoort. Voor de meeste soorten is de informatie over prooigrootte afkomstig uit De Leeuw & Van Donk (2020b). Voor zilvermeeuw is de informatie over prooigrootte afkomstig uit Spaans (1971) en Middelste zaagbek uit Feltham (1990). Voor de dwergmeeuw is gekozen om maximale prooigrootte te nemen van de stormmeeuw, vanwege in de literatuur geen specifieke getallen vermeld worden voor de dwergmeeuw.

| soort | Minimale prooigrootte | Maximale prooigrootte |
|-------------------|-----------------------|-----------------------|
| Aalscholver | 2 | 30 |
| Grote zaagbek | 7 | 18 |
| Fuut | 2 | 18 |
| Zwarte stern | 3 | 11 |
| Nonnetje | 3 | 11 |
| Stormmeeuw | 3 | 11 |
| Visdief | 3 | 12 |
| Kokmeeuw | 2 | 18 |
| Middelste zaagbek | 5 | 12 |
| Zilvermeeuw | 5 | 15 |
| Dwergmeeuw | 2 | 11 |

Nadat de dieetsamenstelling per jaar per vogelsoort bepaald is, is de totale hoeveelheid energie die de vogelpopulatie nodig heeft van elke vissoort omgerekend naar gewicht (gram) d.m.v. een vissoort-specifieke energetische waarde (kJ/g) (Tabel B4.2).

Tabel B4.2. Vissoort-specifieke energetische waarde (kJ/g), gebaseerd op het versgewicht.

| Soort | Energetische waarde KJ/g | Referentie |
|-------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| Snoekbaars | 5.40 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Baars | 4.84 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Blankvoorn | 5.08 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Brasem | 5.23 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Pos | 4.83 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Zwartbekgrondel | 4.6 | Lee & Johnson (2005) |
| Pontische stroomgrondel | 4.6 | * |
| Noordzeehouting | 7.01 | Schreckenbach et al. (2001) |
| Spiering | 4.5 | Wiersma & Van Eerden (1995) |
| Bot | 4.41 | Fonds et al. (1992) |
| Overig | 5.14 | ** |

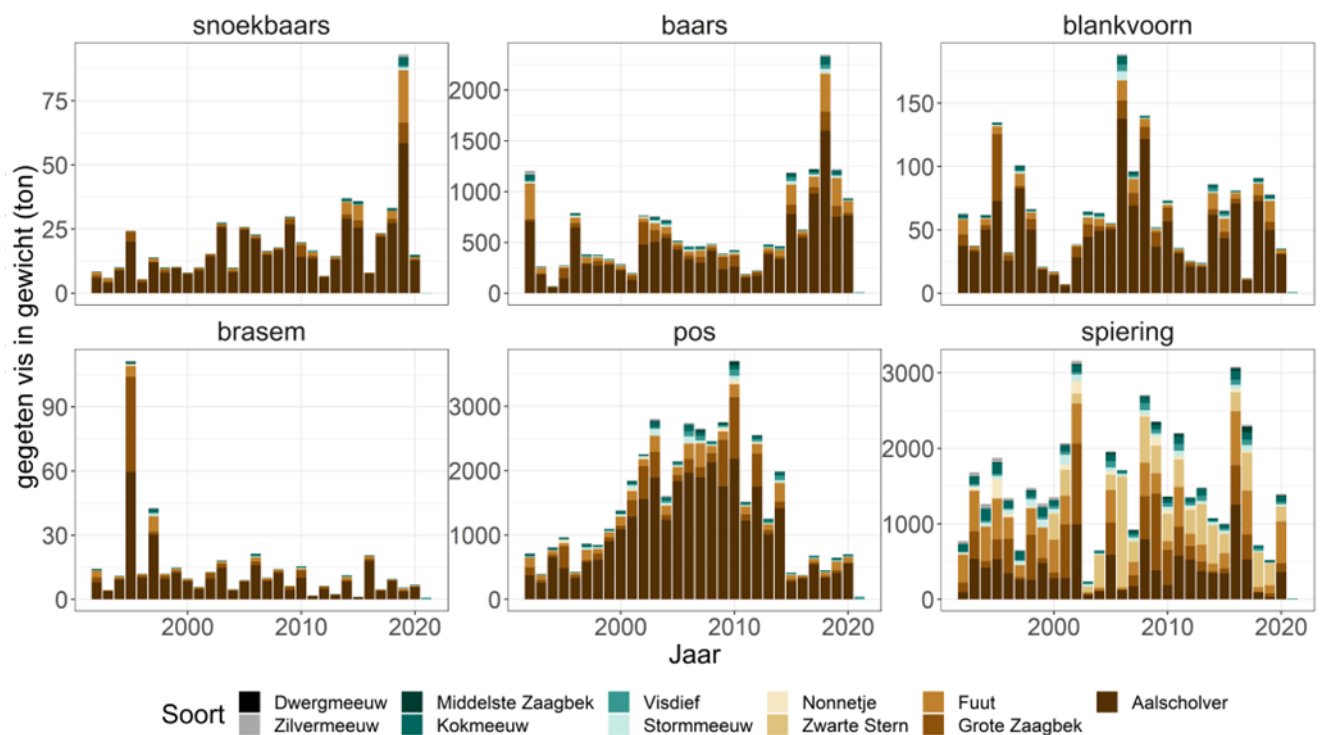
* voor Pontische stroomgrondel is dezelfde energetische waarde gepakt als zwartbekgrondel.

** energetische waarde van de categorie 'overig' is een gemiddelde van de energetische waarde van snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem.

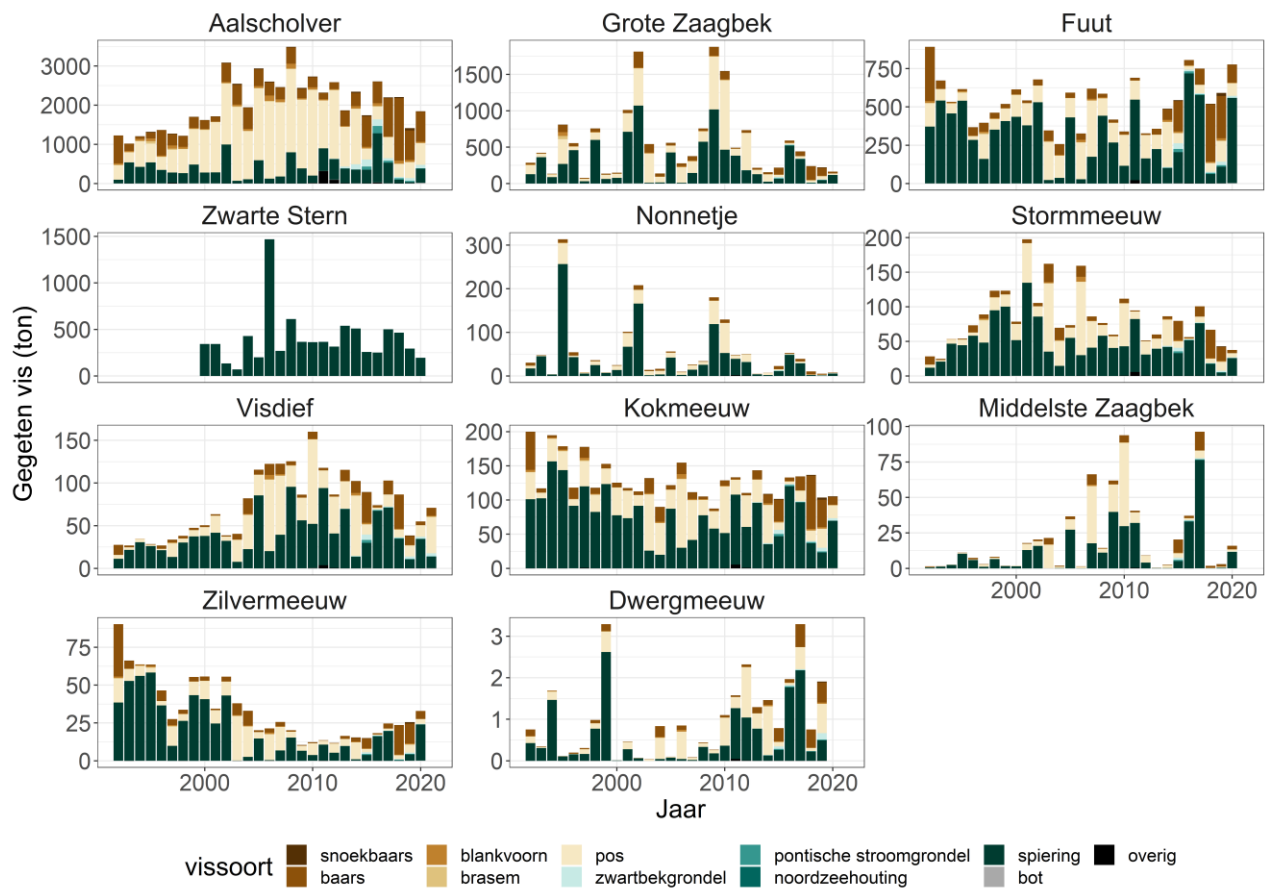
In aanvulling op De Leeuw & Van Donk (2020b) zijn ook zilvermeeuw, stormmeeuw, middelste zaagbek en dwergmeeuw meegenomen, al is hun aandeel in de totale visconsumptie door vogels gering (Tabel B4.3, Figuur B4.1 en B4.2). Het gewicht van de verschillende vogelsoorten is afkomstig uit literatuur (Van Donk et al., 2019; Feltham 1990). Dit gewicht is omgerekend naar BMR (Basal Metabolic Rate) met dezelfde formule als in de Leeuw en van Donk (2020b). De correctiefactor van BMR naar FMR (Field Metabolic Rate) is bepaald aan de hand of de soort een zomergast (correctiefactor 3) of een wintergast (correctiefactor 4). Voor zilvermeeuw, stormmeeuw en dwergmeeuw zijn de seizoensgemiddelden afkomstig van SOVON, seizoensgemiddelde van dwergmeeuw is afgeleid uit van Rijn & van Eerden (2021). Voor dwergmeeuw is aangenomen dat het dieet voor 50% uit vis bestaat, de overige 50% bestaat uit insecten, voornamelijk dansmuggen (Van Rijn & Van Eerden, 2021). Voor zilvermeeuw, stormmeeuw en middelste zaagbek is ervanuit gegaan dat deze vogels 100% foerageren op vis wanneer ze geteld worden op het IJsselmeer en Markermeer.

Tabel B4.3. Gewicht, basaal metabolisme (BMR), gebruikte correctiefactor voor de berekening naar FMR, de gemiddelde verteringsefficiëntie van vis, de benodigde energie uit voedsel in kilojoule (kJ) per individu en de correctie voor open water voor de vliegtuigtelling. Voor onderstaande soorten is voor zowel het IJsselmeer als het Markermeer dezelfde correctie voor vliegtuigtellingen genomen. De parameters voor de andere soorten zijn dezelfde als in Tabel B2.1, De Leeuw & Van Donk (2020b).

| soort | Gewicht (gr) | BMR (KJ/per dag) | Correctie factor | Verterings-efficiëntie | Benodigde energie (KJ/dag) | Correctie vliegtuigtelling |
|-------------------|--------------|------------------|------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|
| Zilvermeeuw | 960 | 317 | 3 | 0.8 | 1190 | 1.5 |
| Stormmeeuw | 390 | 167 | 3 | 0.8 | 627 | 1.5 |
| Dwergmeeuw | 100 | 63 | 3 | 0.8 | 238 | 1.5 |
| Middelste zaagbek | 1000 | 327 | 4 | 0.8 | 1634 | 3 |



Figuur B4.1. Geschatte visconsumptie door visetende vogels per proovisoort.



Figuur B4.2. Geschatte visconsumptie per vogelsoort.

Bijlage 5 Mortaliteit bij fuikendiscards

Om de totale mortaliteit van de fuikendiscards te berekenen is in dit rapport de 'alternatieve methode' gebruikt die beschreven is in Tien et al. (2023), hoofdstuk 3.2 en bijlage 1. De 'alternatieve methode' is gebaseerd op de boomkorsurvey data. In het rapport van Tien et al. (2023) waren de boomkorsurvey data van 2022 en de aalaanlandingen van 2022 nog niet beschikbaar. Tijdens het schrijven van dit rapport waren deze data wel beschikbaar, waardoor hier de boomkorsurvey en aalaanlandingen van 2022 zijn gebruikt i.p.v. die van 2021.

Om een totaalbeeld te hebben van de mortaliteit van kleine vis in fuiken zijn naast de commerciële schubvissoorten (snoekbaars, baars, blankvoorn en brasem) ook pos, spiering, bot, zwartbekgrondel, kolblei, Noordzeehouting (kleiner dan 20 cm) en overige soorten (kleiner dan 20 cm) meegenomen (Tabel B5.1). In het rapport van Tien et al. (2023) zijn drie scenario's beschreven (*worst-case*, gemiddelde en *best-case* scenario). Hieronder worden alleen schattingen gemaakt op basis van het gemiddelde scenario. Gebaseerd op Bult et al. (2007) en waarnemingen in het veld is aangenomen dat pos, bot en zwartbekgrondel dezelfde sterftekans hebben als snoekbaars en baars, terwijl spiering, kolblei, Noordzeehouting en de overige soorten dezelfde sterftekans hebben als blankvoorn en brasem wanneer ze discards zijn in de fuikenvisserij (Tien et al., 2023). De totale mortaliteit van alle kleine vis per jaar is weergegeven in Tabel B5.2.

Tabel B5.1 Biomassaverhouding aangelande aal : gediscarde vissoort in de fuikenvisserij in het IJsselmeer en Markermeer. Hierbij staat 6.92 voor 1 : 6.92. Voor biomassaverhouding van aal : schubvissoorten, zie Tien et al. (2023), Tabel 3-4.

| Vissoort | Schietfuik (Bult et al. 2007) | Schietfuik (pilot 2022) | Grote fuik (pilot 2022) |
|-----------------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| Pos | 6.92 | 0.09 | 0.03 |
| Bot | 0.08 | 0.04 | 0.05 |
| Spiering | 0.06 | 0.48 | < 0.01 |
| Kolblei | * | * | 0.10 |
| Zwartbekgrondel | ** | 0.04 | 0.39 |
| Noordzeehouting | ** | < 0.01 | 0.04 |
| Overig | - | 0.10 | 0.17 |

* Kolblei is zowel in 2007 als in 2022 niet gediscard in de schietfuiken.

** Zwartbekgrondel en Noordzeehouting kwam nog niet voor in het IJsselmeergebied in 2007.

Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 70 00
E: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Bezoekers adres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.



Wageningen Marine Research is onderdeel van Wageningen University & Research. Wageningen University & Research is het samenwerkingsverband tussen Wageningen University en Stichting Wageningen Research en heeft als **missie**: 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'